

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉTUDE EXPÉRIMENTALE ET CONCEPTUELLE DE LA TECHNIQUE DU
RECOUVREMENT MONOCOUCHE AVEC NAPPE PHRÉATIQUE
SURÉLEVÉE INCLUANT L'UTILISATION DE RÉSIDUS DÉSULFURÉS

THÈSE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

NICOLAS REY

NOVEMBRE 2019

REMERCIEMENTS

J'adresse tout d'abord mes remerciements les plus francs à mes directeurs pour l'encadrement sérieux et bienveillant qu'ils m'ont accordé tout au long de ce doctorat. En premier lieu Isabelle Demers, pour ses nombreux entretiens et conseils, ainsi que son implication dans la relecture des documents, Bruno Bussière pour m'avoir ouvert les portes du Québec en me proposant tout d'abord un stage, puis pour son attention particulière tout au long de mes études en Abitibi, et bien entendu Mamert Mbonimpa pour son attention avisée et sa rigueur. J'en profite aussi pour rendre hommage à tous les professeurs qui, ici ou par le passé, m'ont instruit et enseigné.

Je remercie par ailleurs chaleureusement les techniciens pour leur insondable dévouement et le temps patiemment accordé. Je pense en particulier à Patrick Bernèche, Yvan Poirier & Alain Perreault, Mélinda Gervais, Tony Grondin, Annie-Claude Drouin, Janie Guimond-Rousson, Mélanie Bélanger, Joël Beauregard et Pierre-Alain Jacques qui ont tous été impliqués de près ou de loin dans ce projet. De la même façon je tiens à souligner l'aide précieuse du personnel de recherche Mathieu Villeneuve, Marc Paquin, Sylvette Awoh, Bruno Bossé. Je salue plus généralement tout le personnel de l'URSTM et du secrétariat, en particulier, Louise Labbé, Danièle Laporte, et Ann Gervais pour leur attention et leur sourire. Je rends aussi hommage au travail sérieux des stagiaires qui m'ont aidé, Claudia Grondin et Maxence Belisle-Couture ainsi que tous les étudiants qui ont collaboré avec moi, je pense entre autre à Marie-Pier, Mohamed Edahbi, Élodie Lieber, Émilie Bresson, Christelle Rocard, Alex Kalonji, (et tous les autres, ils sont si nombreux). Je tiens enfin à remercier le personnel de la Mine Westwood, Sylvain Lortie, Martin Demontigny, Sylvain Rancourt, Sébastien Ryskie, et Mario Gagnon en particulier pour l'accueil et l'aide apportés.

Évidemment, je n'omettrai pas ceux qui, rencontrés dans les couloirs de l'UQAT, ont le plus sévi à mes côtés à Rouyn-Noranda et ses environs ; dans l'ordre alphabétique, pour ne froisser personne, je citerai : Al (pour ses nombreuses contributions), Alix, Andrée, Bryce, Cécile, Charles, Chloé, Emma, Faneva, Florent, Gab, Guigui, Gwen, Jaco, Jalil, Latif, Loïc, Lucile, Maëlle, Marc, Mélissande, Moïse, Mokhles, Morgane, Nathalie, Paco, Raph, Simon, Vincent, Wiwi, Youssef, Zach et Zinzin. Que ceux que j'oublie me pardonnent... J'ai aussi en tête et au cœur tous ces amis irremplaçables qui ne fréquentaient pas directement l'université. Ils sont bien trop nombreux pour être cités exhaustivement ici.

Enfin, mes pensées vont à ma famille et à Laura, pour le soutien apporté tout au long de cette thèse, et au-delà.

AVANT-PROPOS

Ce projet de doctorat, né des besoins de connaissance théorique formulés par la compagnie IAMGOLD-Westwood concernant la restauration des parcs #2 et 3 de la mine Doyon, a été rendu possible par une collaboration fructueuse avec l'Institut de Recherche en Mines et en Environnement (IRME) dans le cadre de la chaire CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers dirigée par Bruno Bussière (également co-directeur du projet). À ce titre, ce projet a fait l'objet d'un temps de travail réalisé dans l'entreprise dans le cadre d'un programme BMP financé conjointement par le FRQNT et le CRSNG. Il s'inscrit par ailleurs dans la continuité de la thèse de doctorat d'Isabelle Demers qui a réalisé les premiers travaux concernant les recouvrements monocouches constitués de résidus désulfurés combinés avec la technique de la nappe phréatique surélevée.

Le corps de cette thèse est constitué de trois articles rédigés en anglais et destinés à la publication dans des revues scientifiques. La méthodologie détaillée, relative à chacune de ces parties a été intégrée au corps des articles. Isabelle Demers, directrice de cette étude, ainsi que Bruno Bussière et Mamert Mbonimpa tous deux co-directeurs, ont participé à l'élaboration conceptuelle de l'étude, aux différentes prises de décisions concernant le contenu des articles, et à leur relecture. À ce titre, ils sont co-auteurs de chacun d'entre eux. Mario Gagnon, spécialiste restauration chez IAMGOLD-Westwood ayant montré un intérêt particulier pour les aspects hydrogéochimiques de ce projet, est également co-auteur du second article. Par ailleurs ce cursus de doctorat a été l'occasion de produire trois articles de conférence supplémentaires. Néanmoins un seul a été ajouté au document (annexe A) puisqu'il concerne la méthode de construction des cellules. Les deux autres, qui faisaient référence à un sujet différent

pour l'un, et à des résultats préliminaires au chapitre 4 pour l'autre, n'ont pas été inclus. Bien que j'aie participé aux discussions concernant les protocoles expérimentaux mis en place, ceux-ci ont largement été inspirés de travaux antérieurs, réalisés notamment par les membres de la direction du projet. Je suis auteur principal de chacun de ces articles et les données présentées ont été traitées par mes soins. J'ai par ailleurs mené les travaux expérimentaux avec l'aide précieuse de deux stagiaires et de techniciens (cf. Remerciements). Enfin, le concept du troisième article, plus théorique, est l'aboutissement d'une réflexion davantage personnelle, évidemment nourrie par toute la littérature parcourue et les nombreuses discussions entretenues avec ma direction et mes collègues.

Chapitre 3 : Rey, N., I. Demers, B. Bussiere, et M. Mbonimpa. *Laboratory and field study of low-sulfide tailings covers with elevated water table to prevent acid mine drainage*. Accepté avec correction par la revue Canadienne de Géotechnique

Chapitre 4 : Rey, N., I. Demers, B. Bussiere, M. Mbonimpa, et M. Gagnon. *A geochemical evaluation of a monolayer cover with elevated water table for the restoration of Doyon-Westwood tailings ponds*. Accepté avec corrections par revue *Environmental Earth Sciences*

Chapitre 5 : Rey, N., I. Demers, B. Bussiere, et M. Mbonimpa. *A water-balance based parametric study of the monolayer cover with EWT system*. En attente de soumission à *Hydrogeology Journal*.

Annexe A : Rey, N., I. Demers, B. Bussiere, et M. Mbonimpa. 2016. Field experiments to test the elevated water table concept combined with a desulfurized tailings cover layer. In *Geo-Chicago*, Chicago, IL, États-Unis.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
RÉSUMÉ	xiv
ABSTRACT	xix
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Rejets miniers et pollution	3
1.2 Le drainage minier acide	4
1.3 Le drainage neutre contaminé.....	5
1.4 Traitement des effluents	6
1.5 Approches de restauration des aires d'accumulation des résidus miniers	8
1.6 Concept de gestion environnementale intégrée	11
1.7 Objectif du projet.....	12
1.7.1 Contenu de la thèse	14
1.7.2 Contributions originales à la recherche.....	15
CHAPITRE II REVUE DE LITTÉRATURE.....	17
2.1 Concepts d'hydrogéologie en milieu poreux.....	17
2.2 Interactions sol-climat	23
2.3 Migration des gaz	27
2.4 Généralités sur le recouvrement monocouche avec NPS	30
2.5 Projets de recherche menés avec la mine Doyon-Westwood	32
CHAPITRE III LABORATORY AND FIELD STUDY OF LOW-SULFIDE TAILINGS COVERS WITH ELEVATED WATER TABLE TO PREVENT ACID MINE DRAINAGE.....	41
3.1 Préambule	41

RÉSUMÉ	43
ABSTRACT.....	44
3.2 Introduction	44
3.3 Theoretical background	47
3.4 Material and methods	51
3.4.1 Characterization protocol.....	51
3.4.2 Laboratory test set-up.....	52
3.4.3 Field tests set-up.....	55
3.4.4 Experimental parametric settings.....	57
3.5 Results	59
3.5.1 Characterization results.....	59
3.5.2 Hydrogeological results	61
3.5.3 Oxygen fluxes	71
3.6 Discussion.....	77
3.7 Conclusions and Future work	84
3.8 Acknowledgements	86
CHAPITRE IV A GEOCHEMICAL EVALUATION OF A MONOLAYER COVER WITH ELEVATED WATER TABLE FOR THE RECLAMATION OF DOYON-WESTWOOD TAILINGS PONDS	87
4.1 Préambule	87
RÉSUMÉ	88
ABSTRACT.....	89
4.2 Introduction	90
4.3 Materials and methods.....	93
4.3.1 Physical and hydrogeological characterization.....	93
4.3.2 Experimental set up.....	95
4.4 Results	99
4.4.1 Preliminary characterization of tailings	99
4.4.2 Chemical and mineralogical characterization	100
4.4.3 Physicochemical monitoring of the leachates	103

4.4.4	Geochemical evolution of the tailings.....	113
4.5	Discussion.....	118
4.6	Conclusion and upcoming work	125
4.7	Acknowledgements	126
CHAPITRE V A WATER-BALANCE BASED PARAMETRIC STUDY OF THE MONOLAYER COVER WITH EWT SYSTEM.....		127
5.1	Préambule	127
RÉSUMÉ		129
ABSTRACT.....		130
5.2	Introduction	131
5.3	Theoretical concept.....	133
5.4	Materials & methods	137
5.4.1	Characterization methods.....	137
5.4.2	Column tests.....	137
5.4.3	Configuration of the model with SEEP/W	139
5.5	Results	148
5.5.1	Evaporation height assessment	148
5.5.2	Evolution of Sr at the tailings surface	150
5.6	Discussion.....	153
5.7	Conclusions	157
5.8	Acknowledgements	159
CHAPITRE VI DISCUSSION GÉNÉRALE		160
6.1	Incertitude des mesures de flux d'oxygène	161
6.2	Essais de consommation d'oxygène	162
6.3	Méthode du gradient d'oxygène	163
6.4	Méthode chimique	165
6.5	Cinétique de l'évolution géochimique des matériaux	167
6.5.1	Déplétion de la pyrite dans les recouvrements.....	167
6.5.2	Risques de DNC.....	168
6.6	Importance du phénomène d'hystérèse pour la modélisation numérique	171

6.7	Autres sources d'erreurs sur la qualité chimique des lixiviats	174
6.8	Défaillance des cellules de terrain	176
6.9	Vers une approche générale du dimensionnement des recouvrements monocouches	177
6.9.1	Le temps de résidence de l'eau	179
6.9.2	Le potentiel de neutralisation global du système	180
CHAPITRE VII CONCLUSION GÉNÉRALE.....		182
7.1	Sommaire.....	182
7.2	Chapitre 3	183
7.3	Chapitre 4	185
7.4	Chapitre 5	186
7.5	Recommandations	188
7.6	Dernières remarques concernant la restauration des parcs Doyon	190
ANNEXE A FIELD EXPERIMENTS TO TEST THE ELEVATED WATER TABLE CONCEPT COMBINED WITH DESULPHURIZED TAILINGS COVER LAYER.....		193
ANNEXE B ANALYSES CHIMIQUES DES LIXIVIATS DES CELLULES DE TERRAIN		208
ANNEXE C ANALYSES CHIMIQUES DES EAUX DE RINÇAGES DES COLONNES DE LABORATOIRE.....		221
ANNEXE D ANALYSES MINÉRALOGIQUES DES RÉSIDUS APRÈS DÉMANTELEMENT DES COLONNES		247
ANNEXE E ESSAIS PROTOR.....		253
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE		257

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Courbe de rétention d'eau typique d'un milieu poreux au mouillage et au séchage (adapté de Côté (1997))	21
2.2 Illustration schématique de l'hydrodynamique d'un milieu poreux triphasique	23
2.3 Illustration des différents flux affectant le stock d'eau d'un parc à résidus	24
2.4 Illustration générale du concept de recouvrement monocouche avec NPS (adapté de Aubertin <i>et al.</i> (1999) et Ouangrawa <i>et al.</i> (2010))......	31
2.5 Photographie aérienne du site Doyon-Westwood	34
3.1 Illustration of laboratory columns setting, and instrumentation (example of columns CO6/CO7) – Layer A: Doyon sulfidic tailings; layer B: low-sulfide cover material	55
3.2 Illustration of field cells setting, and instrumentation (example of C2)	57
3.3 Grain-size distributions for the tested materials.....	60
3.4 WRCs of Doyon, Westwood, and Goldex tailings fitted with VG model based on experimental data acquired with Tempe cells	61
3.5 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO1 (cover: 1 m Westwood); B: CO2 (cover: 0.5 m Westwood); C: CO3 (cover: 1 m Goldex)	63
3.6 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO4 (cover: 1 m Westwood); B: CO5 (cover: 0.5 m Westwood)	65
3.7 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO6 (cover: 1 m Goldex); B: CO7 (cover: 1 m Westwood); C: CO8 (cover: 0.5 m Goldex + 0.15 m gravel)	67
3.8 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: C1 (cover: 1 m Goldex, EWT: ½ AEV); B: C2 (cover: 1 m Goldex; EWT: 1 AEV); C: C3 (cover: 0.5 m Goldex + 0.15 m gravel; EWT: ½ AEV).....	70
3.9 Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO1, CO2, and CO3	74
3.10 Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO4, and CO5.....	76

3.11	Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO6, CO7, and CO8	77
4.1	Experimental columns configuration (example of column CO6 and CO7) [A: Doyon sulfidic tailings; B: low-sulfide cover material	98
4.2	Doyon tailings image acquired with SEM	103
4.3	Conductivity evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12).....	105
4.4	Sulfur concentration evolution in the leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)	107
4.5	Calcium evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)	108
4.6	Iron evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)	110
4.7	Iron Pourbaix diagram constructed with condition of CO4 measured in the leachate at flush #8 ($[\text{Fe}] = 26,9 \text{ mg.L}^{-1}$)	111
4.8	Zinc evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12).....	113
4.9	Pyrite depletion in function of depth inside Westwood (A), and Goldex (B) covers.....	116
4.10	Depletion curve of pyrite inside Westwood (A), and Goldex (B) covers.....	120
4.11	Pyrite cover decrease measured at (1) dismantlement and via (2) leachates analysis	123
5.1	Conceptual scheme of the hydrogeological dynamics taking place within a TSF (A: positive water balance; B: negative water balance)	135
5.2	Schematic illustration of an experimental column (A: reactive tailings; B: cover material)	139
5.3	Water retention curves of the materials (A: sulfidic tailings; B: fine cover tailings; C: coarse cover tailings) (suite)	143
5.4	Unsaturated permeability functions of the tailings	144
5.5	Illustration of the SEEP/W TM model (1 m cover system; starting EWT level at interface)	147
5.6	Δh for initial EWT level at interface (A: Fine tailings cover; B: Coarse tailings cover)	149
5.7	Δh for initial EWT level, 1 m below interface (A: Fine tailings cover; B: Coarse tailings cover)	149

5.7	Δh for initial EWT level 1 m below interface (A: Fine tailings cover; B: Coarse tailings cover)	150
5.8	S_r at the surface of sulfidic tailings for initial EWT at interface (A: Fine cover tailings; B: Coarse cover tailings).....	152
5.9	S_r at the surface of sulfidic tailings for initial EWT 1 m below interface (A: Fine cover tailings; B: Coarse cover tailings)	153
5.10	S_r profile of the system for both cover materials (case of a 0.50 cm cover, with total PE = 1.25 m).....	155
5.11	Range of required fine tailings cover thickness as a function of total PE value, for EWT initial level at interface (EWT0) or 1 m below (EWT1)	156
6.1	Incertitude absolue en fonction du flux.....	163
6.2	Incertitude relative (= Incertitude absolue / Flux) des mesures estimées via la technique des gradients en fonction de la saturation du matériel	165
6.3	Comparaison des valeurs de flux chimique calculées via la méthode du soufre total en solution avec les mesures ECO (10 ^{ème} rinçage).....	166
6.4	Évolution de la valeur de l'erreur absolue sur le taux déplétion calculé via l'approche des « lixiviats » et du « démantèlement » en fonction de l'erreur relative sur la teneur initiale en FeS ₂ dans le matériel de couverture – cas de l'horizon superficiel (0-10 cm) de la colonne #CO1 (couverture Westwood) ; teneur initiale : 0,32%, teneur finale : 0,15%.....	168
6.5	CRE du matériel Goldex employées dans les chapitres 3 et 5, et points expérimentaux acquis via les plaques pressions et essais en colonnes.....	172
6.6	Graphique du D_e en fonction de S_r établi à l'aide de l'équation 2.15 ($n = 0,40$; $D_a = 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; $D_w = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; $H = 0,03$; $p_a = p_w = 3,3$)	178

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1	Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood..... 35
3.1	Parametric settings for laboratory and field experiments 58
3.2	Results of static tests on each material used in the study..... 59
3.3	Precision of the parameters for the calculation of oxygen fluxes 72
3.4	Summary of S_r target results, and oxygen flux reductions (compared to control test CO10: EWT 1 AEV below the cover/tailings interface; OCT flux = $107.9 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$) 78
3.5	Oxygen fluxes at the cover base acquired via theoretical calculations ($F_{\text{th., L}}$), and the oxygen gradient method ($F_{\text{exp., position 2}}$)..... 82
3.6.	Summary of related studies with corresponding oxygen flux ranges, type of cover used, and flux determination method 83
4.1	Parametric setting of laboratory experiments 96
4.2	Grain size and AEV characteristics of studied materials 99
4.3	Chemical composition of tailings after dismantlement..... 101
4.4	Mineral composition of the tailings after dismantlement 102
4.5	S_r in the different columns relative to water table level (“-” symbols correspond to levels that were not instrumented)..... 115
4.6	Global pyrite percentage decrease within covers after dismantlement (Cover thickness (m) indicated after the dash in the test #) 118
4.7	Depletion time of pyrite and calcite inside cover materials of restauration scenarios columns, and inside Doyon control columns..... 121
4.8	Total O_2 consumed, and remaining to be consumed by the residual sulfides of each cover system at the end of the experiment..... 124
6.1	Porosités moyennes mesurés dans les résidus sulfureux et les recouvrements à la construction et au démantèlement de chacune des colonnes 164

RÉSUMÉ

L'exposition aux conditions atmosphériques de la matière minérale extraite lors des activités minières comporte un risque important de contamination de l'environnement naturel des sites exploités. Le drainage minier acide en constitue un aspect essentiel. Il est le résultat de l'oxydation des minéraux sulfureux initiée par l'oxygène, en présence d'eau. La réaction chimique entraîne la libération de fer, de sulfates et d'une acidité susceptible de provoquer la dissolution de contaminants métalliques associés dans la matrice minérale. La prise de conscience des dégâts environnementaux occasionnés par cette activité a entraîné la mise en place progressive d'un cadre législatif conçu pour en atténuer les impacts. Bien que les dispositifs de traitement des effluents soient des outils essentiels aux opérations minières, ils ne peuvent, pour des raisons économiques, constituer que des solutions temporaires. Le développement d'approches préventives de la pollution par la restauration des sites constitue donc un enjeu impératif. Les résidus de concentrateur issus du processus d'extraction des valeurs économiques du minerai constituent un sous-produit majeur de l'exploitation, tant par leur volume que par leur potentiel de contamination. Ce matériel composé de grains de taille s'échelonnant du silt au sable, se présente sous forme de boue, de pulpe ou d'une pâte en fonction de la teneur restante en eau. Lorsqu'ils ne sont pas directement employés au remblayage des excavations, les résidus, de par leur faible résistance mécanique, doivent être déposés dans des bassins constitués à la faveur du relief ou à l'aide de digues artificielles. Cependant, ainsi disposés, les résidus possédant un potentiel de génération d'acide sont vulnérables à l'oxygène susceptible de se diffuser dans la porosité et d'oxyder les sulfures. Afin de pallier à ce problème, un certain nombre d'approches sont disponibles. Elles doivent faire l'objet d'un choix motivé par les caractéristiques climatiques et hydrogéologiques du lieu. Pour les sites

soumis à un climat suffisamment humide, et où des bassins aux fondations imperméable sont aménageables, la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée peut constituer une approche avantageuse. En maintenant le nappe d'eau à un niveau adéquat, il est possible d'assurer, via notamment le processus de remonté capillaire, le maintien des résidus dans des conditions proches de la saturation, limitant ainsi significativement le flux d'oxygène. La compagnie IAMGOLD a sélectionné cette approche pour la restauration des parcs #2 et 3 de l'ancien site Doyon contigu de la mine Westwood actuellement en opération. Pour ce faire, il est prévu de désulfurer les résidus de concentrateur issus de la production Westwood pour constituer la couverture des parcs Doyon. Cette approche innovante permet entre autre de limiter les coûts de transports, de réduire les volumes de résidus à restaurer, ainsi que d'éviter un stress environnemental supplémentaire attaché au prélèvement d'un matériel naturel dans les environs du site.

L'objectif général de cette thèse est d'évaluer l'influence de différents paramètres de conception, à savoir la hauteur de la nappe phréatique, l'épaisseur et la granulométrie du recouvrement, et de façon annexe, la présence d'une couche supplémentaire anti-évaporation sur la performance de la technique. Cet objectif est décliné suivant cinq aspects spécifiques : (1) l'étude du comportement hydrogéologiques du système en termes de teneur en eau et de succion ; (2) l'évaluation de la diffusion de l'oxygène au travers des recouvrements et caractérisation de la consommation engendrée par l'oxydation des sulfures résiduels ; (3) le suivi de la qualité chimique des lixiviats ; (4) la caractérisation de l'évolution de la géochimie des matériaux dans le temps, et en particulier de la déplétion en sulfure des recouvrement, marqueurs de la consommation d'oxygène ; (5) détermination de l'épaisseur optimale de couverture à considérer pour assurer la résilience hydrogéologique du système en condition de sécheresse.

Le chapitre 1 ouvre le document sur une introduction générale à la gestion environnementale des sites miniers, tandis que le chapitre 2 établit une revue de littérature concernant les recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée et les divers travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood.

Le chapitre 3, qui constitue le premier article de la thèse porte sur le suivi hydrogéologique et les mesures de flux d'oxygène réalisés sur douze colonnes de laboratoire, comprenant huit scénarios de restauration (matériel Doyon avec recouvrement) et 4 essais de contrôle (pour chacun des matériaux), ainsi que sur trois cellules terrain simulant également des scénarios de restauration (Doyon avec recouvrements Goldex). Différentes hauteurs de nappe d'eau ainsi que d'épaisseur de recouvrement ont été testés (incluant dans un cas une couche de sable anti-évaporation). De plus, deux types de résidus désulfurés ont été employés comme recouvrements dans le cas des colonnes résidus désulfurés : des résidus fins (silt) issus de la mine Westwood, et des résidus plus grossiers (sable) provenant de la mine Goldex. Dans les cellules de terrain, seulement les résidus Goldex ont été employé comme recouvrement. Les données utilisées afin d'évaluer la performance du système de couverture comprenaient la teneur en eau volumique, succion, concentration en oxygène, et consommation d'oxygène. Parmi les résultats obtenus on peut observer que les deux types de matériaux de couverture peuvent être utilisés avec succès pour assurer le maintien des résidus sulfureux à une saturation $\geq 85-90\%$ pourvu que la nappe d'eau se situe à une distance de maximum un mètre sous la surface des résidus. Par ailleurs le matériel fin issu de Westwood a montré une meilleure capacité à limiter le flux d'oxygène avec un flux maximum de $5,7 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ à 10 cm la base de la couverture, par rapport à $60,6 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ dans le cas de Goldex.

Le chapitre 4 est quant à lui consacré aux aspects hydrogéochimiques des essais en colonnes. Un suivi de la qualité des lixiviats collectés mensuellement à l'occasion du

rinçage des colonnes est présenté, ainsi qu'une comparaison des analyses géochimiques menées sur les différents matériaux avant et après les essais en colonnes. Les résultats obtenus confirment l'importance du paramètre de niveau de la nappe phréatique, mais montrent aussi que les résidus Westwood apparaissent moins oxydé que ceux plus grossiers de la mine Goldex. Par ailleurs, et il apparaît que bien que les sulfures résiduels aient consommé l'essentiel du flux d'oxygène, cet avantage s'avère de faible durée (jusqu'à 4,7 ans). Enfin, un risque de contamination des lixiviats au fer et au zinc a été mis en évidence.

Le 5ème chapitre propose une approche méthodologique faisant intervenir de la modélisation numérique 1D dans le but de déterminer l'épaisseur de recouvrement optimale capable d'assurer la résilience du système soumis à divers régimes d'évaporation en fonction des autres paramètres de conception (hauteur de nappe initiale, et granulométrie des matériaux). De manière générale, les résultats de cette étude ont montré que pour une performance équivalente en termes d'évaporation, un matériel plus grossier nécessite une épaisseur moindre. De plus, lorsque la nappe phréatique est maintenue un mètre en dessous de l'interface, une plus grande épaisseur de couverture est nécessaire. Le modèle a également montré que pour les intensités de sécheresse simulées, et pour le matériau Westwood considéré pour la restauration des parcs #2 et 3 par IAMGOLD, une épaisseur de 0,60 m devrait être suffisante pour empêcher la désaturation des résidus Doyon si le niveau initial de la nappe se situe à l'interface.

Ce travail a permis avant tout de montrer que les résidus Westwood utilisés comme recouvrement monocouche combinés à une nappe phréatique surélevée permettaient d'atteindre des critères de performance satisfaisant, en particulier lorsque la nappe phréatique est maintenue dans l'intervalle compris entre zéro et un mètre sous l'interface avec les résidus Doyon sous-jacents, et également qu'une couverture de 60

cm devrait permettre la résilience du système quel que soit le régime d'évaporation (réaliste) imposé. Par ailleurs, les analyses géochimiques des matériaux ont montré que la consommation de l'oxygène par les sulfures résiduels de la couverture était un phénomène transitoire, dont on ne peut pas attendre un bénéfice à long terme. De plus, l'étude hydrogéochimique du système a montré la possibilité d'un risque de contamination au fer et au zinc qui devrait être surveillé lors de la restauration du site Doyon. Enfin cette étude a permis d'élaborer une discussion sur les marges d'erreur que l'on peut attendre sur les valeurs de flux calculés via les essais de consommation d'oxygène, la méthode des gradients ainsi que par l'approche chimique (par l'analyse des sulfates en solution dans les lixiviats, ou bien par des mesures de concentration des sulfures dans les matériaux avant et après les essais en colonne).

Mots-clés : drainage minier acide, restauration, recouvrement monocouche, nappe phréatique surélevée, résidus désulfurés

ABSTRACT

The exposition to atmospheric conditions of mineral matter extracted during mining operations involves important risks of contamination of the surrounding natural environment of the mined sites. Acid mine drainage constitutes such an important environmental risk. It results from sulfidic minerals oxidation initiated by oxygen in presence of water. The chemical reaction causes iron, sulfates and acidity liberation susceptible of inducing the dissolution of metallic contaminants from the mineral matrix. The increased awareness of the environmental damages caused by mining activities led to a progressive elaboration of a legislative framework conceived to mitigate these impacts. Although effluent treatment facilities remain essential tools for mining operations, for economic reasons, they may only constitute temporary solutions. The development of pollution prevention approaches implying proper site reclamation is therefore imperative. The tailings coming from the extraction of the economic values from ore constitute a major by-product of exploitation, for the volume it represents and for its contamination potential. This material composed of particles ranging from silt to sand can be found in the form of slurry, pulp, or paste, depending on its water content. When not directly used to backfill excavations, the tailings, because of their low mechanical strength must be stored inside ponds built using a favorable topography or artificial dams. However, when deposited this way, tailings presenting an acid generation potential are vulnerable to oxygen susceptible to diffuse within the porosity and oxidize sulfurs. In order to prevent this phenomenon, several approaches are available. They must be selected according to the climatic and hydrogeological conditions affecting the place. For sites with humid climate, and where tailings ponds with impervious foundations can be set up, the monolayer cover with elevated water table technique can be applied. By maintaining the water table at

an adequate level, it is possible via capillary rise, to keep the tailings at a near-saturated state, thus limiting significantly the oxygen flux. This approach was selected by the IAMGOLD Corporation for the reclamation of pond #2 and 3 of closed Doyon site nearby Westwood mine presently in operation. In order to achieve this, it is planned to desulfurize tailings produced by the Westwood mine will be used as a cover for Doyon tailings ponds. This innovative approach allows reduction in the volume of tailings to be reclaimed and transportation costs, as well as avoiding additional environmental stress associated with extraction of natural materials in the area of the site.

The general objective of the thesis is to evaluate the influence of the different design parameters, namely water table level, thickness and grain size of the cover, and the presence of a supplementary anti-evaporation layer on the performance of the cover. This objective is declined following five specific aspects: (1) the study of the hydrogeological behaviour of the system in terms of water content and suction; (2) the evaluation of oxygen diffusion through the cover and assessment of the oxygen consumption resulting from oxidation of residual sulfides present in the cover; (3) the monitoring of the leachates chemical quality; (4) the characterization of the geochemical evolution of the tailings and cover over time, and especially the depletion of covers residual sulfides; (5) determination of the optimal cover thickness able to insure hydrogeological resilience of the system when subjected to droughts.

The first chapter opens the document with a general introduction to environmental management of mine sites, while chapter 2 establishes a literature review concerning monolayer covers with elevated water table and the various research studies realized on Doyon-Westwood.

Chapter 3, which constitutes the first article of the thesis focuses on the hydrogeological monitoring and oxygen flux assessment realized on twelve laboratory

columns, including eight reclamation scenarios (Doyon tailings with cover) and four control tests (for each type of material), as well as on three field cells also replicating reclamation scenarios. Several water table levels and cover thicknesses were tested (including in one case the addition of a sand anti-evaporation layer). Moreover, two types of cover tailings were used: fine tailings (silt) from Westwood mine, and coarser tailings (sand) from Goldex mine. In the field cells, only Goldex tailings were used as covers. Volumetric water content, suction, oxygen concentration, and oxygen consumption data were interpreted to evaluate the performance of the cover system. Results indicated that the two types of cover materials can successfully be used to maintain the sulfidic tailings in a near saturated state $\geq 85\text{-}90\%$ as long as the water table is located at a maximum of one meter below the tailings surface. Also, the fine material from Westwood showed a better capacity to limit oxygen flux, with a maximum of $5.7 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$, 10 cm above the cover base, as opposed to $60.6 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ for Goldex.

Chapter 4 is dedicated to the hydrogeochemical aspects of the column tests. Monitoring of the quality of monthly leachates is presented, as well as a comparison of the geochemical analyses conducted on the various materials before and after the column tests. The results confirmed the importance of the water table level. Results also showed that Westwood tailings appeared less oxidized than Goldex tailings. Furthermore, although residual sulfides within the cover consumed most of the oxygen flux, this advantage is of short duration (up to 4.7 years in column tests). Finally, a risk of leachate contamination by iron and zinc was identified.

The fifth chapter proposes a methodological approach that includes 1D numerical modeling with the aim of determining the optimal cover thickness to insure the resilience of the system when subjected to various evaporation regimes, in function of other design parameters (initial elevation of the water table, materials grain size). The

results of this study showed that for an equivalent performance in terms of evaporation, a coarser material required a lower thickness. Moreover, when the water table was maintained one meter below the interface, a thicker cover was necessary. The model also revealed that for the simulated droughts, and for the cover material considered for the reclamation of ponds #2 and 3 by IAMGOLD, a thickness of 0.60 m should be sufficient to prevent desaturation of Doyon tailings if the initial water table is at interface.

This work has demonstrated first and foremost that Westwood tailings allowed to achieve satisfactory performance when used as monolayer cover combined with an elevated water table. Optimal performance was achieved when the water table was maintained within the interval comprised between zero and one meter below the interface with the underlying Doyon tailings. A 0.6 meter cover should allow the resilience of the system for any (realistic) evaporation regime. The hydrogeochemical study of the system underlined a risk of contamination by iron and zinc, which should be monitored during the reclamation of Doyon site. Finally, this study presents a discussion on the error that can be expected on the oxygen fluxes values calculated via the oxygen consumption tests, the gradient method, as well as the chemical approach (by analysis of dissolved sulfates in the leachates, or by measurement of sulfur concentration within the materials before and after the column tests).

Keywords: Acid mine drainage, reclamation, monolayer cover, elevated water table, desulfurized tailings

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La théorie généralement admise du développement par la croissance économique sous-entend la production toujours plus importante de biens de consommation et donc de matière première, notamment d'origine minière. L'application de cette politique à un niveau quasi-global a entraîné des répercussions significatives sur l'environnement et le climat.

Dans ce contexte d'intensification de la production, la préservation de l'environnement devient dès lors un enjeu urgent et décisif de nos sociétés. Témoignage d'une prise de conscience collective, la logique de restauration des sites miniers répond à une volonté d'alignement vis-à-vis du principe de développement durable formulée dans le rapport Brundtland (1987), « notre avenir à tous » de la commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations Unies. Tendance confirmée par la tenue des sommets sur la Terre de Rio (1992) et sur le développement durable de Johannesburg (2002). Selon les auteurs du concept, le développement durable est « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Bien que l'exploitation des ressources non renouvelables puisse paraître difficilement conciliable avec cette définition, l'enjeu en ce qui concerne l'industrie minière consiste à maximiser les bénéfices sociaux et économiques tout en garantissant une empreinte environnementale minimale (IIED & WBCSD 2002).

Cette mouvance politique fût relayée au niveau québécois par l'instauration dès 1995 d'une obligation de restauration via la loi sur les mines (actualisée en 2013). Celle-ci oblige en effet les industriels (prévoyant de réaliser des travaux d'exploration ou d'exploitation) à présenter au ministère de l'énergie et des ressources naturelles (MERN) un plan de restauration valable, et à déposer, sur une période de trois ans, une garantie financière couvrant la totalité des coûts liés à la restauration des aires d'accumulation. La loi sur les mines stipule que la restauration des sites miniers doit garantir un retour à un état satisfaisant des zones d'exploitation et des aires d'entreposage des rejets. Également, une qualité acceptable des effluents rejoignant le milieu naturel doit être garantie en accord avec la loi sur la qualité de l'environnement. Plus concrètement, l'effluent minier doit respecter les normes concernant les paramètres physico-chimiques ainsi que de concentration moyennes et maximales d'une liste de contaminants fixés par la Directive 019 (actualisée en 2005 puis 2012). De plus, à titre de contrôle, des mesures de toxicité sur la faune du milieu récepteur doivent être réalisées.

Les conséquences économiques de ce cadre juridique de plus en plus strict contraignent à présent l'industrie à reconsidérer la façon traditionnelle d'appréhender les pratiques minières (exploration, obtention des permis, mise en service, opération, fermeture). Dorénavant, l'intégration des aspects environnementaux à toutes les étapes du cycle de vie d'une mine semble indispensable. Afin de favoriser l'émergence de pratiques favorables à la gestion intégrée et responsable des rejets à travers l'ensemble du cycle de vie d'une mine, le gouvernement a entrepris le financement de travaux de recherche par le biais de divers programmes. C'est le cas par exemple de la Chaire de recherche du Canada sur l'intégration de l'environnement dans le cycle de vie d'une mine détenue au moment du dépôt de cette thèse par Isabelle Demers de l'Institut de Recherche en Mines et en Environnement (IRME).

Cependant, avant de développer plus en détails le concept de gestion intégrée, il paraît nécessaire de revenir sur les différents types de sous-produits miniers et les pollutions associées qu'ils sont susceptibles de générer.

1.1 Rejets miniers et pollution

Le processus de production minière consiste à l'extraction et la valorisation d'un minerai issu d'un gisement, c'est-à-dire d'une concentration minérale exploitable dans des conditions économiques (Jébrak et Marcoux, 2008). Cette activité suggère la mise en place d'une chaîne de production générant quatre catégories principales de déchets solides. (1) Le premier d'entre eux, le mort-terrain, résulte du décapage de la surface du sol, est constitué d'un mélange de matière organique et minérale. Ceux-ci sont généralement non-problématiques du point de vue de leur volume et des pollutions qu'ils génèrent. (2) Les seconds sont les stériles issus des opérations d'extraction permettant d'accéder au gisement proprement dit. Il s'agit ici de fragments de roche de géométries et des dimensions très variables s'échelonnant de l'ordre du micromètre à celui du mètre (Aubertin *et al.*, 2005). (3) Les troisièmes sont les résidus de concentrateurs produits lors du processus de traitement du minerai dans le but d'en extraire la part valorisable. Ils forment une pâte ou une pulpe (de 30 à 45% solide selon leur teneur en eau de procédé) constituée de grains fins (jusqu'à quelques centaines de microns) (Martin *et al.*, 2005). (4) La dernière catégorie rassemble les boues issues du traitement chimique des eaux. Elles sont souvent redirigées vers les parcs à résidus.

Du fait de leur composition minéralogique et de leur exposition à des conditions atmosphériques humides et oxydantes, certains rejets solides sont susceptibles de générer un drainage minier contaminé par l'intermédiaire des eaux circulant au travers. On en distingue généralement trois sortes : (1) le Drainage Minier Acide (DMA) le plus préoccupant car généralement le plus contaminé, (2) le Drainage Neutre

Contaminé (DNC), longtemps négligé par rapport au DMA, mais qui bénéficie aujourd'hui d'un regain d'attention depuis le durcissement des normes sur la pollution des effluents consécutive à l'actualisation de la loi sur la qualité de l'environnement, et enfin (3) le drainage minier alcalin qui comme son nom l'indique fait référence un lixiviat contaminé de pH basique. L'étude présentée ici concerne essentiellement le DMA et en moindre mesure le DNC. Le cas du drainage minier alcalin ne sera donc pas développé.

1.2 Le drainage minier acide

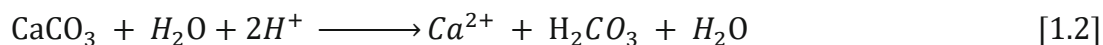
Parmi les risques environnementaux associés à l'exploitation minière, le DMA est probablement le plus préoccupant (ex. INAP (2009); Lottermoser (2007); SRK (1989)). Il se produit lorsque des rejets miniers contenant une teneur suffisante en minéraux sulfureux (ex. pyrite, pyrrhotite, sphalérite, chalcoppyrite, arsénopyrite) sont exposés à l'oxygène de l'air en présence d'eau (météorique, de surface ou souterraine). L'oxydation qui en résulte, entraîne, dans une première phase, la libération de protons H^+ , de fer (Fe^{2+}) et de sulfates (SO_4^{2-}), ainsi que d'énergie calorifique (voir équation [1.1]).



En devenant acide ($pH < 5,5$), le lixiviat est alors susceptible d'entraîner la mobilisation de métaux (ex. Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) et métalloïdes (ex. As, Ge, Sb) toxiques pour l'environnement.

Outre leur potentiel de génération d'acide (PA), certains minéraux possèdent également un potentiel de neutralisation (PN) (ex. INAP (2009); Lottermoser (2007); SRK (1989)). C'est-à-dire qu'ils sont susceptibles de réagir avec les protons H^+ libérés,

par exemple lors de l'oxydation des sulfures, et de les capter. Ils limitent alors, du fait, l'acidification du lixiviat et donc sa contamination par la dissolution des minéraux solubles à pH acide, et contenant des éléments toxiques. C'est le cas en particulier des carbonates alcalino-terreux (e.g. calcite (CaCO_3), dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), magnésite (MgCO_3) ou à moindre mesure des silicates tels que l'olivine ($(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$) (MEND, 1996a). Étant donné que les cinétiques de réaction des carbonates alcalino-terreux sont de même ordre de grandeur que celle des sulfures, c'est eux qui sont les plus à même de tamponner la génération d'acide provoquée par ces derniers. Ainsi, dans l'équation [1.2] ci-dessous on voit que 1 mole de calcite est en mesure de neutraliser 2 moles d'acidité.



En corolaire, pourvu que son PN soit suffisant, il se peut qu'un matériel possède une certaine teneur en sulfures sans pour autant représenter un risque de génération de DMA. La description détaillée des voies chimiques de la formation du DMA ainsi que des réactions de neutralisation par les carbonates sont fournies dans le chapitre 2.

1.3 Le drainage neutre contaminé

Un DNC correspond à un effluent minier neutre ($5,5 < \text{pH} < 9$) dont la charge polluante dépasse les normes en vigueur. Il peut se produire soit par tamponnage du pH (par l'intermédiaire de minéraux neutralisants tels que certains carbonates principalement ou silicates en moindre mesure) d'un DMA, soit par lixiviation de minéraux riches en éléments toxiques solubles à pH neutre (ex. sphalérite (ZnS), pentlandite ($(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$)) (Plante *et al.*, 2011). Les éléments retrouvés le plus couramment dans un DNC sont le zinc (Zn), le nickel (Ni) le cobalt (Co), le molybdène (Mo), l'antimoine (Sb) et l'arsenic (As) (INAP (2009); Lottermoser (2007); SRK (1989)).

1.4 Traitement des effluents

L'ensemble des eaux de surface d'un site minier doit être canalisées afin d'être soumises au suivi environnemental. Si elles ne satisfont pas aux critères de qualité physico-chimique prévus par la loi, elles doivent alors subir un traitement avant d'être relâchées dans l'environnement. En fonction de la gravité de la contamination, plusieurs approches de traitement du DMA sont possibles.

La première, dite « active », nécessite la mise en place d'une usine de traitement, et se justifie donc économiquement dans un contexte de contamination avancée. Elle consiste essentiellement à l'amendement de l'effluent, à l'aide d'une substance fortement alcaline (ex. chaux, soude), combiné à une oxygénation (via un système d'aération), de façon à augmenter le pH et à entraîner la précipitation des contaminants (MEND, 1996b). Le pH visé dépend des espèces chimiques à éliminer. Généralement cette étape est suivie d'une décantation à l'intérieur d'un clarificateur, qui peut, au besoin, être accélérée par l'ajout d'un floculent (Aubé et Zinck, 2003). Ce traitement entraîne la génération de boues dont il faut disposer. Une piste de revalorisation du sous-produit à l'étape ultérieure de la revégétalisation a notamment été étudiée (Demers et al., 2015).

La seconde catégorie d'approches correspond aux traitements dits « passifs », c'est-à-dire qui ne nécessitent pas d'intervention directe de l'opérateur (MEND, 1999; Zipper *et al.*, 2011). On notera cependant que ces approches ne sont applicables que dans le cas d'effluents modérément contaminés, ou en complément d'une méthode active. Les traitements passifs regroupent essentiellement trois approches largement employées dans l'industrie. Chacune présente des variantes et peuvent être combinées entre elles :

(1) La première approche correspond à celle des drains calcaires anoxiques (Hedin et Watzla, 1994), constitués de calcite concassée, à même de tamponner le pH de l'effluent. Le caractère anoxique des drains, garanti par leur enfouissement, permet d'éviter la précipitation d'oxydes susceptibles de les colmater.

(2) Une seconde approche correspond aux bassins de décantation aérobie qui permettent la précipitation des oxy-hydroxydes métalliques. Le maintien du pH est assuré par l'installation de gabions de roche calcaire à l'intérieur du bassin, ou la présence d'un substrat organique entretenu par une végétation. Les canaux calcaires ouverts (Ziemkiewicz *et al.*, 1997) suivent le même principe et permettent la circulation d'un point à l'autre du circuit de traitement tout en poursuivant celui-ci. Ces techniques sont généralement utilisées successivement aux drains calcaires anoxiques décrit plus haut.

(3) Enfin la troisième approche majeure concerne les marais anaérobies (Sheoram et Sheoran, 2006). Ces aménagements sont peuplés d'une végétation qui permet la rétention de particules ainsi que l'entretien d'une matière organique en décomposition favorisant certains processus microbiens et chimiques. Plus concrètement, des bactéries réduisent les sulfates en sulfures d'hydrogène (H_2S), un composé susceptible de réagir avec les ions métalliques pour former des précipités. Cette réaction libère par ailleurs des ions bicarbonates (HCO_3^-) capables de tamponner le pH de l'effluent. L'activité de ces micro-organismes a inspiré le principe des bioréacteurs (Neculita *et al.*, 2007) et autres marais à écoulement vertical (Kepler et McCleary, 1994). Ces installations plus compactes, nécessitent néanmoins l'intervention et le suivi de l'opérateur, notamment pour renouveler l'apport matière organique normalement assurée par les végétaux.

On mentionnera par ailleurs que des systèmes de biosorption (Choi, 2015; Vivek *et al.*, 2000), permettant la concentration des contaminants par des microorganismes (bactéries ou algues), ont également été développés, mais bien que ces procédés s'avèrent prometteurs dans certains cas, leur application demeure pour l'instant relativement marginale.

Pendant la période d'exploitation des sites, le traitement du DMA produit par les aires d'accumulation non-restaurées, s'avère nécessaire, néanmoins, cette solution ne saurait être que temporaire, car trop coûteuse pour être maintenues indéfiniment. Par conséquent, des moyens doivent être mis en œuvre afin de prévenir la formation du DMA.

1.5 Approches de restauration des aires d'accumulation des résidus miniers

En préambule de cette section, on précisera que si certaines des techniques décrites plus bas peuvent être appliquées, avec quelques adaptations, aux haldes à stériles, cet inventaire concerne cependant en priorité, la restauration des aires d'accumulation des résidus miniers, dont la restauration constitue le focus de cette étude.

Comme vu plus haut, le DMA se forme lors de la mise en contact de minéraux sulfureux avec l'eau et l'oxygène. Par conséquent, quatre approches générales de prévention existent, et consistent soit (1) à inhiber la réaction d'oxydation en maintenant le matériel à une température suffisamment basse (généralement inférieure à 0°C), soit ((2), (3) et (4)), à contrôler la disponibilité d'un des trois réactifs susmentionnés, responsables du DMA. Leur choix est généralement déterminé par les caractéristiques hydrogéologiques du site (ex. position de la nappe phréatique, existence d'un horizon géologique imperméable), climatiques (ex. température

moyenne annuelle, précipitations, évapotranspiration potentielle) ainsi que par la disponibilité de matériaux de construction adéquats à proximité du site.

(1) Les recouvrements thermiques fondent leur principe théorique sur la loi d'Arrhénius, selon laquelle la cinétique d'une réaction chimique est inversement proportionnelle à la température. Plus concrètement, la cinétique des réactions chimiques responsables de la formation du DMA sont réduites d'un facteur 3-4 pour une diminution de température de 15°C à -3°C. Par ailleurs, de par l'intervention du gel, la circulation des fluides et la migration des polluants sont considérablement réduites (Coulombe *et al.*, 2012; Elberling, 2001). Cette technique est donc applicable dans les régions géographiques nordiques, et plus exactement celles affectées par le pergélisol, c'est à dire qui présentent « une portion de sol dont la température demeure égale ou inférieure à 0°C pour une période supérieure à deux années consécutives » (International permafrost association). Or, celui-ci se situe directement en dessous de la zone dite « active » qui subit les cycles de gel et dégel saisonnier. Par conséquent, en disposant un recouvrement aux propriétés thermiques adéquates et d'épaisseur suffisante par-dessus les rejets problématiques, il est donc possible de garantir leur maintien sous une température de 0°C. Cette technique peut d'ailleurs en théorie être combinée avec une des techniques décrites plus bas (notamment la CEBC) pour une efficacité optimale (Boulanger-Martel *et al.*, 2017).

(2) Une autre approche envisageable est l'enlèvement des sulfures. Il est en effet possible, lors de la phase de production d'évacuer une part suffisante des minéraux sulfureux afin de constituer un résidu non générateur d'acide. Pour ce faire, le procédé de flottation non sélective est généralement mis en œuvre (ex. Humber 1997; Bussière et al. 1998; Benzaazoua et al. 2000). Le concentré de sulfures doit ensuite être pris en charge, mais son volume est considérablement restreint par rapport à celui du résidu de concentrateur initial. Il est alors possible, dans certains cas, de le recycler

entièrement sous forme de remblais en pâte cimenté (Benzazoua *et al.*, 2008). Autrement il devra être disposé en surface, mais les infrastructures nécessaires et les coûts associés seront considérablement réduits.

(3) Dans les régions arides ou semi-arides, l'approche généralement adoptée consiste à isoler les rejets problématiques de l'eau (Bossé *et al.*, 2013; MEND, 1994a; Wilson, W. G. *et al.*, 1997). Les deux approches disponibles (et qui peuvent d'ailleurs être combinées), consistent soit à la dévier, en utilisant un matériau de recouvrement peu perméable disposé avec une pente adéquate, ou bien à l'emmagasiner dans une couche de rétention lors des événements de pluie, pour ensuite la libérer dans l'atmosphère en période sèche via le processus d'évapotranspiration.

(4) Dans les régions humides où les précipitations sont trop importantes pour être canalisées efficacement, la stratégie la plus pertinente consiste à utiliser la propriété de faible diffusivité des gaz dans l'eau (10^4 fois plus faible que dans l'air), afin de limiter les flux d'oxygène en direction des résidus sulfureux sous-jacents (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2002, 2003). L'approche conçue, et largement employée initialement fût celle du recouvrement en eau (Aubertin *et al.*, 1997; Samad et Yanful, 2005; Yanful et Catalan, 2002). Mais compte tenu de la difficulté d'assurer sur long terme, l'efficacité et la stabilité des ouvrages de retenue d'eau libre, celle-ci fût reléguée exclusivement à la restauration des fosses. Pour pallier au besoin de l'industrie deux techniques alternatives ont été imaginées : la couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) (Bussiere *et al.*, 2003), qui utilise le contraste de propriétés hydriques entre les matériaux d'un recouvrement multicouche, pour assurer le maintien à un haut degré de saturation d'une couche dite de rétention ; puis le recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée (NPS) qui permet, grâce au phénomène de remontée capillaire, le maintien des résidus sulfureux dans des conditions proches de la saturation (Demers *et al.*, 2008; Ethier *et al.*, 2018; Ouangrawa *et al.*, 2010; Pabst *et*

al., 2011). Faisant l'objet spécifique du présent travail de recherche, cette dernière technique est décrite plus en détails dans le chapitre suivant.

Par ailleurs des recouvrements synthétiques du type géomembrane ou géocomposite bentonitique ont été développés pour constituer un soutien, ou tout simplement une alternative, aux recouvrements géotechniques classiques, énumérés ci-dessus. Néanmoins, leur relative fragilité ainsi que leur durabilité dans les conditions chimiques et climatiques de terrain restent sujet à controverse et nécessitent une étude plus approfondie (Hsan, 2002; Rowe et Sangam, 2002; Salemi *et al.*, 2018).

1.6 Concept de gestion environnementale intégrée

Le concept de gestion environnementale intégrée suggère qu'il est économiquement profitable pour un exploitant minier, d'incorporer, autant que faire se peut, la planification environnementale à toutes les étapes du cycle de vie de la mine. C'est à dire de la phase d'exploration, à la fermeture définitive. Cette philosophie trouve son origine au Canada dès les années 90. En effet, les progrès réalisés dans les systèmes de flottation non sélective des résidus (McLaughlin et Stuparyk (1994), et Stuparyk *et al.* (1995) dans Benzaazoua *et al.* (2000)) ont permis l'élaboration de procédés permettant la concentration des sulfures (en particulier la pyrite), et par là, la production de résidus dits « désulfurés ».

L'emploi de ces résidus rendus non générateurs d'acide dans la conception de recouvrements géotechniques est alors imaginé (Bussière *et al.*, 1995; MEND, 1994a). Le concentré de sulfures, sous-produit de la flottation, peut être soit retourné au concentrateur afin d'en extraire les valeurs économiques restantes, soit être déposé dans une aire d'accumulation de résidus miniers, soit encore être utilisé comme matériel de remblayage des galeries (Benzaazoua *et al.*, 2008). C'est cette dernière

option qui a été retenue pour la restauration du site Doyon-Westwood, qui fait l'objet de cette thèse.

Cette approche innovante procure un certain nombre d'avantages : (1) la diminution du volume de résidus générateurs d'acide à entreposer dans un parc à résidus, volume qui peut même devenir nul si le concentré de sulfures est entièrement employé dans la fabrication de remblai en pâte (Benzaazoua *et al.*, 2008) ; (2) la possibilité de produire sur place, un matériau adéquat pour la restauration des parcs à résidus générateurs d'acide, qui par ailleurs peut être déposé de façon hydraulique, induisant du fait une diminution drastique des coûts de transport (MEND, 1994a); (3) la diminution de l'impact environnemental provoqué par l'utilisation d'un matériel de recouvrement issu du milieu naturel ; (4) la possibilité de restauration graduelle du site, qui permet d'étaler les coûts de restauration sur l'ensemble de la période d'exploitation, tout en diminuant la charge de polluante globale à traiter ; (5) l'amélioration temporaire de la performance du recouvrement due à la consommation d'oxygène par les sulfures résiduels (Demers *et al.*, 2008).

1.7 Objectif du projet

Comme il a été évoqué précédemment, la performance de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée dépend en premier lieu de la capacité du système à maintenir les résidus sulfureux dans des conditions proches de la saturation. Pour cette raison, les propriétés hydrogéologiques des matériaux mis en place ainsi que la configuration du parc à résidus jouent un rôle essentiel dans son fonctionnement. La compréhension du phénomène de remontée capillaire et de diffusion de l'oxygène dans les matériaux granulaires ont permis de mettre en évidence le jeu de paramètres géotechniques qui contrôlent la performance de la technique. Les études antérieures sur la technique mentionnent : (1) le niveau de maintien de la NPS,

généralement contrôlé par la hauteur du déversoir installé en bordure de bassin, (2) l'épaisseur de recouvrement, et (3) la granulométrie du recouvrement (Dagenais *et al.*, 2006; Ouangrawa *et al.*, 2006; Demers *et al.*, 2009a; Pabst *et al.*; 2014). Enfin, dans la mesure où une évaporation excessive peut potentiellement entraîner un abattement de la nappe susceptible menacer le fonctionnement du système, (4) l'emploi d'une couche géotechnique additionnelle à l'effet anti-évaporatoire pourrait le cas échéant être considéré.

L'objectif principal de ce projet consiste à évaluer la performance de recouvrements monocouches constitués de résidus faiblement sulfureux combinés avec une NPS,, en termes de flux d'oxygène ainsi que de comportement hydrogéologique et hydrogéochimique. Ce travail adresse en particulier le cas des parcs#2 et #3 à résidus générateurs d'acide du site Doyon-Westwood, mais vise une réflexion plus générale, notamment par la mise en évidence des limites du champs d'applicabilité de la technique. Pour ce faire, un protocole expérimental de laboratoire et de terrain, ainsi qu'une étude numérique, ont été menés. Les objectifs spécifiques qui en découlent sont les suivant :

- (1) Estimer l'influence des différents paramètres de conception susmentionnés sur la performance du système à court et à long terme par le biais d'un protocole de laboratoire et à l'échelle intermédiaire de terrain.
- (2) Évaluer les risques d'apparition d'un DNC à court et long terme
- (3) Définir la contribution des sulfures résiduels du recouvrement à la performance du système

- (4) Proposer une méthode d'évaluation de la résilience du système en contexte de sécheresse extrême
- (5) Statuer de l'efficacité de la technique pour la restauration des parcs 2 et 3 du site Doyon

1.7.1 Contenu de la thèse

La présente introduction s'ouvre sur une revue de littérature qui concerne les phénomènes physiques, et équations qui les décrivent, et sur lesquels se fonde le principe du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée. Plus concrètement, ce chapitre traite des comportements hydriques en milieu non saturé, de la circulation de l'oxygène dans ces mêmes milieux, ainsi que des interactions sol-climat. Par ailleurs, un état de l'art est dressé sur les des travaux de recherche antérieurs effectués sur cette technique.

Les chapitres 3, 4 et 5, rédigés en anglais dans le format d'articles scientifiques, constituent le cœur de cette thèse. Le premier, est focalisé sur les données de suivis hydrogéologiques et des essais de diffusion-consommation d'oxygène réalisés sur les colonnes de laboratoire et les cellules de terrain. Le second adresse quant à lui les aspects hydrogéochimiques grâce aux données acquises tout au long du suivi de la qualité chimique des eaux de rinçage des colonnes, ainsi que lors des analyses chimiques et minéralogiques réalisées à leur démantèlement. Enfin, le troisième constitue une étude numérique calibrée à l'aide des essais de laboratoire, dans le but d'étudier l'influence des paramètres de conception de la technique sur son efficacité sous diverses conditions de sécheresse.

Le sixième chapitre correspond quant à lui à une discussion visant à synthétiser les apports individuels de chaque chapitre dans une réflexion plus générale. L'accent est porté sur le poids de chacun des paramètres de conception ainsi que sur leurs interactions, sur l'efficacité de la technique. Cette réflexion aboutit par la formulation d'un avis concernant l'application de la technique aux parcs #2 et #3 du site Doyon. Enfin dans le 7^{ème} et dernier chapitre, sont présentées les conclusions et recommandations.

Étant donné que la présente thèse de doctorat a été réalisée 'par articles', une section 'matériel et méthode' fait donc partie intégrante de chacun d'entre eux (chapitres 3 à 5). Ces parties descriptives étant déjà assez largement redondantes entre elles, il n'a donc pas été jugé utile de répéter l'exercice une nouvelle fois dans le corps de la thèse. Néanmoins des informations supplémentaires concernant la construction des cellules expérimentales font l'objet d'une entrée dédiée en Annexe A (Rey *et al.*, 2016).

1.7.2 Contributions originales à la recherche

Mise à part l'étude approfondie des propriétés des résidus issus des mines Doyon et Westwood, qui s'avère en soi, d'un intérêt certain pour l'opérateur IAMGOLD, plusieurs aspects de ce projet constituent par ailleurs des contributions d'ordre plus général. Tout d'abord, ce protocole constitue une première tentative d'évaluation de la technique du recouvrement monocouche avec NPS, à une échelle intermédiaire de terrain. En effet, l'emploi de cellules expérimentales directement sur le site d'étude, pendant la phase de conception, permet d'appréhender de façon directe les effets du climat sur le comportement du système. Deuxièmement, peu d'études ont auparavant fait état de l'utilisation de résidus faiblement sulfureux dans l'élaboration de recouvrements géotechniques de prévention du DMA. Un intérêt particulier est attaché ici à caractériser la participation des sulfures résiduels du recouvrement à la

consommation d'oxygène globale du système (3^{ème} chapitre), ainsi que leur temps d'épuisement (quatrième chapitre).

De plus, l'intérêt de l'implémentation d'une couche supplémentaire constituée d'un matériel grossier dans le but de limiter l'évaporation est ici évalué et discuté. Enfin, un modèle conceptuel de dimensionnement des paramètres de conception du système de recouvrement monocouche avec NPS est proposé et mis en application pour le cas des parcs #2 et #3 du site Doyon (chapitre 5).

CHAPITRE II

REVUE DE LITTÉRATURE

Le présent travail fait appel à un champ relativement étendu de concepts théoriques. Les connaissances invoquées dans le cadre de la démarche expérimentale font intervenir des notions d'hydrogéologie et de migration des gaz en milieux granulaires saturés/non saturés, d'hydrogéochimie, et d'interactions sol-climat, via en particulier le processus d'évaporation. En préalable de l'approfondissement de ces concepts, il paraît cependant essentiel de fournir une description générale du fonctionnement de la technique de restauration des aires d'accumulation des résidus miniers étudiée ici : le recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée.

2.1 Concepts d'hydrogéologie en milieu poreux

Un aquifère poreux à nappe libre peut être divisé en deux parties conceptuelles, (1) la zone se situant sous le niveau phréatique et où la pression appliquée par la colonne d'eau est $p \geq 0$, et (2) la zone vadose se situant immédiatement au-dessus, est dans laquelle une pression négative (on parlera ici de succion, notée ψ est exercée par la matrice du milieu. Dans la première, l'écoulement s'effectue essentiellement de façon gravitaire, suivant le gradient hydraulique qui se déploie des hautes vers les basses pressions. Dans la seconde, le mouvement de l'eau est également régi par phénomène

de diffusion capillaire, des basses valeurs de succion (à la surface de la nappe phréatique) vers les hautes valeurs. D'après la loi de Darcy (1856) [2.1], l'écoulement de l'eau (assimilée à un fluide incompressible) à l'intérieur d'un système hydrogéologique poreux s'exprime de la façon suivante :

$$q = Ki \quad [2.1]$$

Le débit d'eau spécifique q [L·T] circulant au travers d'un échantillon homogène de section unitaire et de longueur L , dépend de la conductivité hydraulique K , caractéristique intrinsèque du milieu et du fluide (eau), et du gradient hydraulique noté i ($= \frac{\Delta h}{L}$), correspondant à la variation de la charge hydraulique h [L], le long de l'échantillon de longueur L [L]. Afin de simplifier l'expression mathématique des écoulements, les milieux poreux triphasiques (composés d'une matrice solide et de pores plus ou moins bien connectés et remplis d'eau et d'air) sont usuellement assimilés à un système de capillaires (canaux tubulaires) ondulés (Burdline, 1953). S'appuyant sur ce modèle, la relation dite de Kozeny-Carman (KM) (dans (Chapuis et Aubertin, 2003)) [2.2] permet de relier la conductivité hydraulique à des paramètres physiques mesurables expérimentalement, à savoir, l'indice des vides e [-] du milieu et sa surface spécifique S_v [L²·M⁻¹] :

$$K = C_e \frac{g}{\mu_e \rho_e} \frac{e^3}{S_v^2 D_R^2 (1 + e)} \quad [2.2]$$

Le paramètre C_e ($= \frac{1}{6T}$) permet de rendre compte de la tortuosité T [-] des capillaires, et peut être assimilé à une valeur expérimentale quasi-constante égale à 0,2, tandis que g [L·T⁻²] représente l'accélération gravitationnelle, et μ_e [M·L⁻²·T⁻²] et ρ_e [M·L⁻³], correspondent respectivement à la viscosité dynamique, et à la masse volumique de

l'eau. Les auteurs Mbonimpa *et al.* (2002) ont proposé une version modifiée de l'équation originale, afin de substituer des paramètres granulométriques plus simples d'accès à la surface spécifique [2.3]. Ainsi, $C_U (= D_{60}/D_{10})$, correspond au coefficient d'uniformité, et D_{60} et D_{10} qui représentent respectivement le diamètre de la particule à 60% et 10% du passant cumulé sur la courbe granulométrique, tandis que C_G correspond à une constante dite granulaire et x à un coefficient permettant d'introduire l'effet de la tortuosité :

$$k = C_G \frac{\gamma_e}{\mu_e} \frac{e^{3+x}}{(1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad [2.3]$$

Dans le cas de matériaux granulaires fins non plastiques, comme la plupart des résidus miniers, les auteurs conseillent les valeurs $C_G = 0,1$ [-] et $x = 2,0$ [-]. La conductivité hydraulique de ces matériaux peut par ailleurs être déterminée expérimentalement à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide suivant la norme ASTM D5856-15.

Immédiatement au-dessus de la nappe phréatique se situe une zone saturée (de teneur en eau, $\theta_s = n$) d'étendue variable dépendamment des caractéristiques granulométriques et de la porosité n du milieu. Puis, le matériel se désature progressivement tandis que la succion augmente avec l'élévation. L'élévation/succion limite qui initie le drainage progressif du matériel est usuellement nommée pression d'entrée d'air (PEA). Si le gradient hydrostatique est respecté (lorsque le système est à l'équilibre, c'est-à-dire sans percolation) ce drainage se poursuit avec l'augmentation de la succion jusqu'à atteindre la valeur de teneur en eau résiduelle θ_r . van Genuchten (1980) propose l'équation [2.4] qui permet de représenter la courbe de rétention d'eau (CRE) établissant relation entre θ et h :

$$\theta(p) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^m} & p < 0 \\ \theta_s & p \geq 0 \end{cases} \quad [2.4]$$

Le paramètre α [L^{-1}] est ici relié à l'inverse de la PEA, n [-] est une mesure de distribution de la taille des pores et $m = 1 - 1/n$ d'après Mualem (1976), et $m = 1 - 2/n$ d'après Burdline (1953). Les valeurs des différents paramètres de l'équation peuvent être établis de façon séquentielle ou simultanées, par le calcul, afin de représenter au mieux les points acquis expérimentalement (Yates *et al.*, 1992). Pour les matériaux tels que les résidus miniers (peu plastiques), possédant une granulométrie s'échelonnant du silt au sable fin, les points expérimentaux de la CRE d'eau peuvent être établis à l'aide d'une cellule de Tempe via le protocole normé ASTM D6836-16. La CRE (Figure 2.1) est un élément essentiel de la caractérisation hydrogéologique d'un milieu poreux car elle permet de prédire, lorsque le système est à l'équilibre, le degré de saturation d'un matériel en un point donné en fonction de la distance par rapport la nappe. On précisera que le comportement de la phase liquide dans un système poreux non-saturé est régi par des phénomènes complexes (notamment à l'échelle du pore) qui affectent différemment l'écoulement dans un échantillon pendant la phase de drainage et de mouillage. Il en résulte que la relation entre succion et teneur en eau n'est pas unique; il y a phénomène d'hystérèse (Bossé *et al.*, 2016; Maqsoud *et al.*, 2012; Mualem, 1976). De façon générale celui-ci peut se définir comme la propriété d'un système dont l'évolution suit un chemin différent selon qu'une des contraintes qui lui est appliquée augmente ou diminue. Dans le cas particulier d'une CRE, l'hystérèse se caractérise par la non-unicité de la relation $\psi - \theta$ suivant que le matériel considéré est en phase de drainage ou de mouillage. Ainsi, on peut définir une courbe de drainage principale se situant au-dessus de celle de mouillage principale (p. ex. Lu et Likos (2004) pour le détail des facteurs à l'origine du phénomène). Cette dernière permet d'ailleurs de définir la pression d'entrée d'eau

(PEE) qui initie le processus de mouillage du milieu. On notera par ailleurs qu'une multitude de tracés intermédiaires existent dépendamment de l'état du degré de saturation du système au moment du changement de dynamique ; du passage d'une phase de drainage au mouillage et inversement.

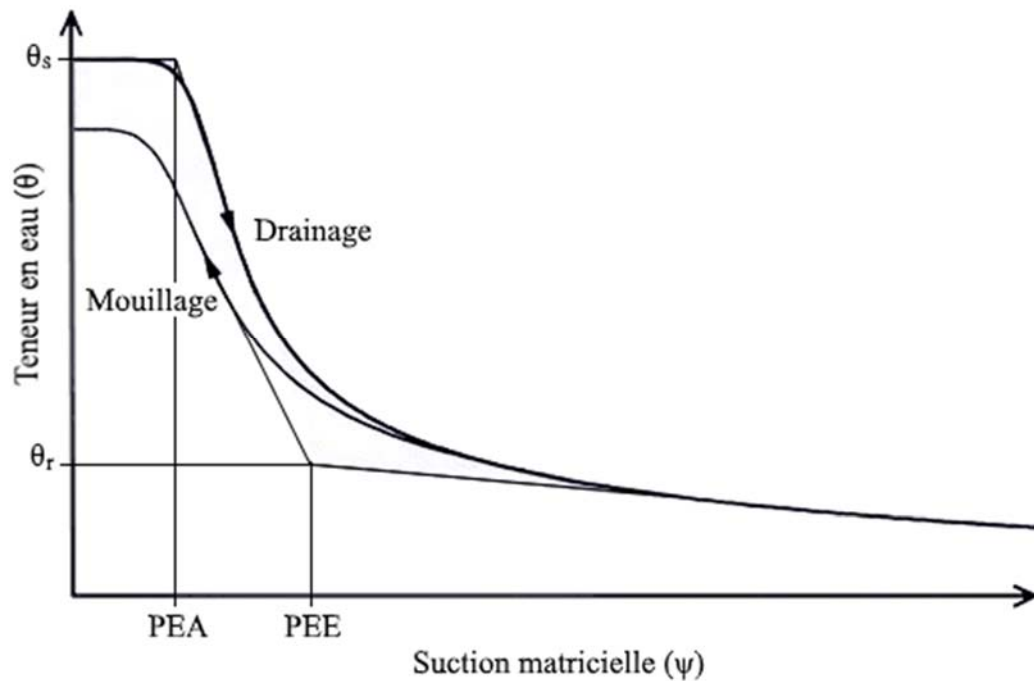


Figure 2.1 Courbe de rétention d'eau typique d'un milieu poreux au mouillage et au séchage (adapté de Côté (1997))

Par ailleurs, la conductivité hydraulique en un point d'un milieu poreux dépend également de la teneur en eau volumique θ . Ainsi, l'équation de Darcy [2.1] devient : $q = -k(\theta)\nabla h$. Une fonction de $k(\theta)$ est proposée par van Genuchten (1980) [2.5]. D'autres modèles de fonction de perméabilité existent cependant. On mentionnera Brooks et Corey (1964), Mualem (1976) et Fredlund *et al.* (1994) :

$$k(S_e) = \begin{cases} k_{sat} S_e^\lambda \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 & p \leq 0 \\ k_{sat} & p > 0 \end{cases} \quad [2.5]$$

Ici, k_{sat} correspond à la conductivité hydraulique à saturation, (déterminée expérimentalement), S_e est le degré de saturation effective ($S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$) et λ représente un paramètre de connectivité des pores, auquel on attribue habituellement la valeur $\frac{1}{2}$ (Schaap et van Genuchten, 2005; van Genuchten, 1980). D'autres modèles de fonction de perméabilité existent cependant. On mentionnera Brooks et Corey (1964), Mualem (1976) et Fredlund *et al.* (1994).

Richards (1931) démontre que la loi de Darcy, conçue initialement pour décrire les écoulements gravitaires en milieu saturé, peut être généralisée au domaine non saturé (au-dessus de la frange capillaire) conformément à l'observation que le gradient de pression s'y prolonge linéairement (sous forme de succion). Ainsi en incorporant la formulation de Darcy à l'équation de continuité $\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} q$ qui exprime la variation de l'emmagasinement dans le temps en fonction du bilan des flux (entrants et sortant dans un système pour une dimension z considérée de l'espace), on obtient l'équation [2.6]

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] \quad [2.6]$$

La Figure 2.2 ci-dessous illustre un certain nombre de concepts décrits dans cette section (2.1) (PEA, PEE, zone vadose, frange capillaire).

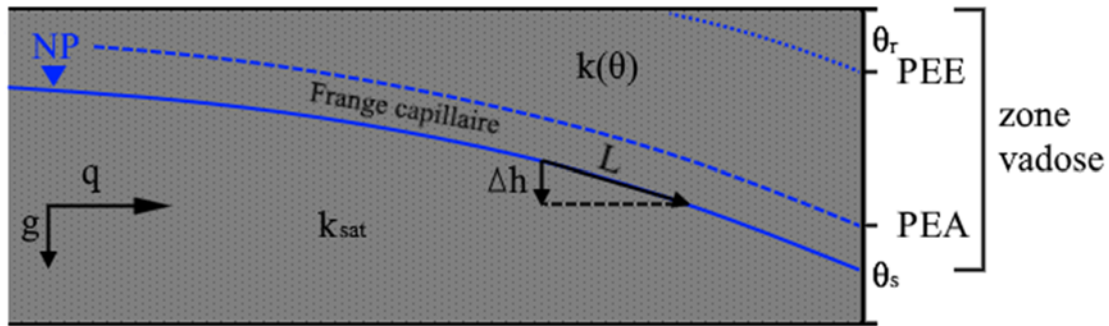


Figure 2.2 Illustration schématique de l'hydrodynamique d'un milieu poreux triphasique

2.2 Interactions sol-climat

Les interactions sol-climat jouent un rôle décisif dans la performance des recouvrements géotechniques conçus pour la prévention du DMA. C'est particulièrement vrai dans le cas du recouvrement monocouche pour lequel le niveau de la nappe phréatique doit être contrôlée afin d'assurer la saturation des résidus miniers. Il convient donc d'identifier les différents paramètres pouvant affecter le bilan hydrique du système hydrogéologique constitué par le parc à résidus. L'équation [2.7] ci-dessous établit le bilan des paramètres qui affectent l'emmagasinement :

$$\Delta S = P + Q_e - Q_s - R - ET \quad [2.7]$$

La variation de l'emmagasinement ΔS [$L^3 \cdot L^{-2}$] est donc influencée de façon positive par les précipitations P [$L^3 \cdot L^{-2}$], et les écoulements souterrains entrants Q_e [$L^3 \cdot L^{-2}$] et elle est influencée négativement par les écoulements souterrains sortants Q_s [$L^3 \cdot L^{-2}$], le ruissellement R [$L^3 \cdot L^{-2}$], et l'évapotranspiration ET [$L^3 \cdot L^{-2}$]. Dans la Figure 2.3 sont illustrés les divers flux pouvant affecter le stock d'eau du système hydrogéologique que constituent les parcs à résidus. De par leur configuration, ces derniers, lorsqu'ils

sont conçus pour assurer le maintien d'une NPS, sont isolés du système hydrogéologique encaissant. Par conséquent, Q_e et Q_s sont supposés faibles. Pour ce qui est du ruissellement R celui-ci est essentiellement canalisé par des déversoirs situés en bordure du bassin de rétention. Ceux-ci permettent d'éviter l'accumulation d'une masse d'eau libre au-dessus des matériaux susceptibles de menacer la stabilité à long terme des ouvrages. Ce débit est donc directement accessible. Pour ce qui est des précipitations, elles peuvent être mesurées localement, ou acquises via les services gouvernementaux, au niveau de la station météorologique la plus proche. Enfin, étant donné que le présent projet ne prend pas en compte les problématiques liées à la végétalisation, l'évapotranspiration, dans le contexte de cette étude, est ramené au simple processus d'évaporation (E).

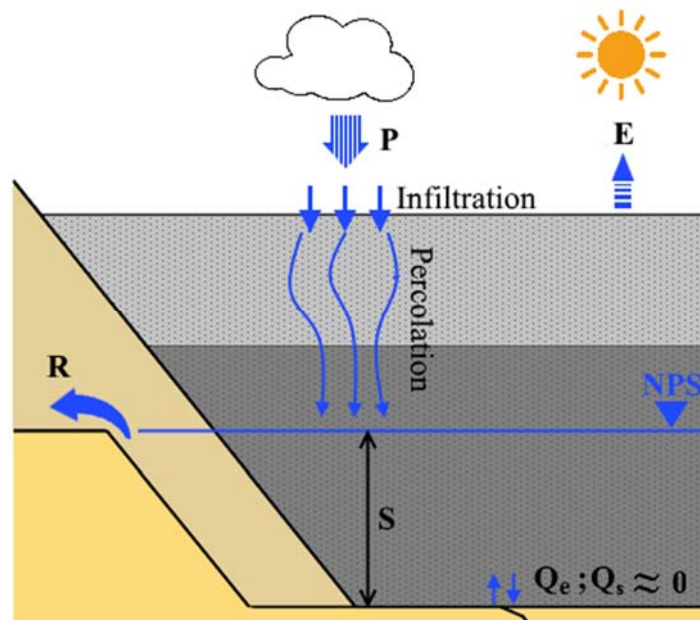


Figure 2.3 Illustration des différents flux affectant le stock d'eau d'un parc à résidus

L'évaporation consiste au passage progressif d'une masse d'eau de l'état liquide à l'état gazeux. Ce changement de phase se traduit par la consommation d'une quantité d'énergie dite de vaporisation, et l'augmentation de la pression partielle de l'eau dans l'air ambiant. Lorsque cette pression atteint l'équilibre avec la phase liquide, l'évaporation cesse. La valeur de cette pression de vapeur saturante augmente avec la température. Évidemment dans le cas d'un espace bien aéré, l'air ambiant est constamment renouvelé, notamment sous l'effet du vent. Ainsi, on voit que l'évaporation est un phénomène complexe, dont l'intensité est contrôlée par divers paramètres climatiques. Par ailleurs, lorsque l'évaporation s'applique à un sol humide, son intensité dépend également des propriétés géotechniques de ce dernier, et des conditions hydrogéologiques qui l'affectent. Pour cette raison, on définit usuellement le concept de potentiel d'évaporation (PE). En effet, celui-ci se définit comme la quantité d'évaporation qui se manifesterait si le système pouvait fournir suffisamment d'eau. Penman (1948) propose une équation combinant les aspects énergétiques, et de bilan de masse contrôlés par le gradient de saturation relative de la vapeur dans l'air. Cette équation a par la suite été modifiée par Wilson, G. W. *et al.* (1994) [2.8] afin d'exprimer l'évaporation réelle en prenant en compte l'humidité à la surface du sol :

$$E = \frac{\Gamma q_n^* + \gamma E_a}{\Gamma + \gamma/h_s} \quad [2.8]$$

Dans cette formulation, le flux évaporatoire E [L.T⁻¹] dépend de la dérivée de la pression de vapeur saturante de l'eau par rapport à la température Γ ($= de_a/dT_a$) [M.L⁻¹.T⁻².Θ⁻¹], de la radiation nette à la surface du sol q_n^* [M.L⁻¹.T⁻².Θ⁻¹], de la constante psychrométrique γ (= 0,0665 kPa/C), de l'humidité relative du sol h_s [-], et du paramètre E_a [L.T⁻¹]. Ce dernier paramètre, dit d'aridité, permet de représenter la capacité de l'air ambiant, d'humidité relative h_a [-], à capter l'eau du sol. Il s'exprime $E_a = f(u)e_a(\frac{1}{h_a} - \frac{1}{h_s})$, et dépend d'une fonction de la vitesse du vent u [L.T⁻¹] écrite

$f(u) = 0.35(1 + 0.146 u)$. On précisera enfin, que lorsque l'humidité relative du sol est à saturation (c'est-à-dire pour $h_s = 1$), l'équation de Penman-Wilson [2.8] revient à l'expression originelle du PE proposée par Penman. D'autres expressions de l'ET existent par ailleurs. On mentionnera entre autres, l'équation de Penman-Monteith (Monteith, 1965), basée sur le même principe que Penman-Wilson et largement utilisée, notamment par la Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Hargreaves et Samani (1985) basée sur une approche thermique, Priestley et Taylor (1972) qui s'appuie sur la radiation (Djaman *et al.*, 2015; Hargreaves et Allen, 2003).

Le rayonnement solaire net q_n^* , dont dépend l'évaporation, découle des paramètres astrophysiques et atmosphériques. Ainsi l'équation [2.9] de Allen *et al.* (1998) permet de calculer le rayonnement solaire q_{ext} atteignant la couche extérieure de l'atmosphère à l'aplomb du point considéré :

$$q_{ext} = \frac{24 \times 60}{\pi} G_{SC} d_r [\omega_s \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \sin \omega_s] \quad [2.9]$$

Ce rayonnement solaire extérieur est proportionnel à la constante solaire G_{SC} , et dépend du paramètre de distance relative au soleil d'expression $d_r = 1 + 0.033 \cos\left(\frac{2\pi}{365}J\right)$, dans lequel J correspond au rang du jour dans l'année, ainsi que des paramètres d'angle horaire ω_s du soleil au coucher, de latitude φ , et de déclinaison solaire δ ($= 0.409 \sin \frac{2\pi}{365}J - 1.39$). La formule d'Angstrom (1924) [2.10] permet quant à elle, à partir de ce paramètre q_{ext} de déterminer le rayonnement incident au niveau du sol, q_s :

$$q_s = \left(a_s + b_s \frac{n}{N}\right) q_{ext} \quad [2.10]$$

Sa valeur dépend des paramètres n , et N , qui représentent respectivement la durée d'exposition solaire journalière réelle et théorique, avec $n = N = \frac{24}{\pi} \omega_s$ pour une journée de grande clarté, et enfin a_s et b_s qui correspondent à des paramètres de calibration relatifs au site d'étude, pouvant être déterminés expérimentalement. Si cela ne devait pas être le cas, il est d'usage de leur appliquer les valeurs respectives 0.25 et 0.50 (FAO, 1998; Geoslope, 2017).

Enfin l'albédo joue un rôle décisif sur le rayonnement incident net q_n^* puisqu'il définit la fraction qui sera réfléchie vers l'atmosphère et celle qui sera absorbée au contact du sol et transformée en énergie calorifique. Il se définit par une valeur comprise entre 0 et 1, avec 0 qui correspondrait à une surface d'un noir parfait, en mesure d'absorber toutes les longueurs d'ondes et 1, un miroir parfait qui les réfléchirait toutes. Ainsi on peut écrire $q_n^* = q_s(1 - \text{albédo})$. Blight (2010) propose des gammes d'albédo pour différents résidus miniers s'échelonnant entre 0,06 et 0,14 pour les plus sombres d'entre eux, et entre 0,22 et 0,33 pour les plus clairs, selon qu'ils soient secs ou humides.

2.3 Migration des gaz

La migration des gaz en milieu poreux est régie par deux mécanismes principaux : (1) les phénomènes advectifs, qui correspondent au déplacement d'une quantité de matière le long d'un gradient de pression (c'est le cas de la convection thermique) et (2) la diffusion qui se caractérise par le déplacement des espèces chimiques suivant leur gradient de concentration (des hautes vers les basses concentrations). Bien que les mécanismes d'advection puissent contribuer de façon importante au processus d'oxydation des haldes à stériles (Amos *et al.*, 2009; Bussiere et Hayley, 2010), dans le cas des matériaux granulaires fins comme les résidus miniers, c'est la diffusion qui contrôle quasi-exclusivement la migration des gaz (Elberling *et al.* 1994; Nicholson *et*

al., 1989; Refsgaard *et al.*, 1991). La première loi de Fick [2.11] donne l'expression du flux gazeux (par exemple l'oxygène, qui concerne ce travail), pour une dimension donnée de l'espace.

$$F_{O_2}(t) = -D_e \times \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad [2.11]$$

Le flux diffusif F_{O_2} [M.L⁻¹.T⁻¹], à l'instant t , dépend du gradient $\frac{\partial C}{\partial z}$ de concentration en oxygène [M.L⁻³] entre deux points de mesures espacés d'une distance z et du coefficient de diffusion effectif D_e [L².T⁻¹], caractéristique du milieu. En intégrant cette expression du flux à l'équation de continuité de forme $\frac{\partial}{\partial t} C = \frac{\partial}{\partial z} F_{O_2}$, on obtient la seconde loi de Fick. Dans un milieu poreux non saturé, pour lequel la phase gazeuse coexiste avec une phase liquide, on peut définir une teneur en air équivalente θ_{eq} , qui correspond à la somme de la teneur en air (θ_a), et de la part d'oxygène dissous dans l'eau, tel que $\theta_{eq} = \theta_a + H\theta$, où H est la constante de solubilité relative du gaz dans l'eau (avec $H = 0,03$ à 20°C). L'équation [2.12] correspond à une expression de la seconde loi de Fick à laquelle est ajouté le terme $-K_r C$ qui permet de prendre en compte la consommation d'oxygène par le milieu, et où K_r [T⁻¹] est le coefficient de réactivité du milieu représentant une cinétique de premier ordre (Elberling et Nicholson, 1996; Yanful *et al.*, 1999) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C \quad [2.12]$$

Le flux d'oxygène pénétrant la surface d'un matériel consommateur d'oxygène peut être exprimé à l'aide de l'équation [2.13], proposée par Nicholson *et al.* (1989). Cette solution spécifique aux lois de Fick modifiées présentées ci-dessus, (pour les conditions limites $C(z = 0, t > 0) = C_0$; $C(z = \infty, t > 0) = C_\infty = 0$, et la condition

initiale $C(z > 0, t = 0) = 0$), est notamment utilisée pour l'interprétation des essais de consommation d'oxygène (ECO) développés par Elberling *et al.* (1993).

$$F_s(z = 0) = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad [2.13]$$

Cette approche de détermination du flux d'oxygène consiste à mesurer la diminution de la concentration en oxygène à l'intérieur d'une chambre hermétiquement scellée, et positionnée au-dessus du matériel réactif. La surface A du contact entre le matériel et l'air de la chambre, ainsi que le volume V de cette dernière étant connus, l'équation proposée par Elberling *et al.* (1994)[2.14], permet, par le calcul de la pente de la courbe $\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$ par rapport au temps t , de déduire le terme $\sqrt{D_e K_r}$ sans détermination indépendante des paramètres. En réinjectant ensuite cette valeur dans l'expression [2.13], on accède alors au flux. Il faut néanmoins préciser que cette application demeure valable que pour de petites variations de C par rapport à C_0 car la condition aux frontières de la concentration en oxygène à la surface du matériel est supposée constante :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t \sqrt{D_e K_r} \frac{A}{V} \quad [2.14]$$

Mbonimpa *et al.* (2003) proposent une expression semi-empirique du coefficient de diffusion effectif dans le cas d'un milieu poreux partiellement saturé [2.15] :

$$D_e = \frac{1}{n^2} [D_a^0 (n - \theta)^{p_a} + H D_w^0 \theta^{p_w}] \quad [2.15]$$

D'après cette formule, D_e dépend essentiellement des deux variables mesurables expérimentalement, que sont θ et la porosité n . D_a^0 et D_w^0 correspondent respectivement au coefficient de diffusion du gaz dans l'air et dans l'eau pour des milieux homogènes sans obstacle, (tels que $D_a = 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ et $D_w = 2,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ à 20°C, pour l'oxygène) et enfin, p_a et p_w constituent des paramètres relatifs à la tortuosité (avec ici $p_a = p_w = 3,3$ (Mbonimpa *et al.*, 2003)). En s'appuyant sur les équations [2.11] et [2.15], il est possible de déterminer expérimentalement les valeurs de D_e et de concentration en oxygène en plusieurs points d'un axe z et de déduire le flux qui pénètre le matériel (Demers *et al.*, 2009a; Elberling *et al.*, 1994; Yanful, 1993). D'autres méthodes de caractérisation de D_e existent par ailleurs (*e.g.* MacKay *et al.* (1998), Reible et Shair (1982), Shackelford (1991)).

Comme le montrent les valeurs des paramètres D_a et D_w , la diffusion de l'oxygène est de quatre ordres de grandeur plus faible dans l'eau que dans l'air (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003). Par conséquent, la valeur de D_e dépend fortement de la saturation du milieu. En effet, il a été démontré que lorsque la saturation du milieu atteint 90 %, le coefficient de diffusivité du milieu devient pratiquement équivalent à celui de l'eau (Aubertin *et al.*, 1998).

2.4 Généralités sur le recouvrement monocouche avec NPS

Tel qu'énoncé succinctement dans le chapitre d'introduction, le recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée est une technique de restauration des aires d'accumulations de résidus potentiellement générateurs de DMA, basée sur le contrôle de l'oxygène. Son application suppose le dépôt des résidus sulfureux à l'intérieur de bassins aux fondations imperméables constituées d'argile ou de géomembranes bentonitiques. Les ouvrages de rétentions (voir Figure 2.4) disposés,

au besoin, en fonction de la topographie des lieux (Shields, 1975), sont habituellement équipés de déversoirs permettant le contrôle du niveau de la nappe phréatique au niveau recherché. Le surplus d'eau est évacué par surverse de façon à éviter une accumulation au-dessus du système. La hauteur à laquelle cette dernière est maintenue est un élément déterminant du fonctionnement de la technique. La hauteur d'eau conditionne le degré de saturation (S_r) des résidus, qui contrôle à son tour la circulation de l'oxygène en son sein. L'objectif principal de la technique est d'assurer le maintien des résidus dans des conditions proches de la saturation $\geq 85-90\%$ afin de limiter au maximum le processus de diffusion de l'oxygène (tel que décrit dans la section précédente) susceptible d'entraîner l'oxydation des sulfures et la production d'acide.

Le recouvrement qui scelle le système remplit deux rôles principaux, dont le premier est de mitiger l'influence climatique susceptible d'entraîner le dessèchement, et donc l'oxydation des résidus sulfureux sous-jacents. Sa seconde fonction est de relayer la remontée capillaire, ce qui permet d'intercaler une zone tampon de faible diffusion de l'oxygène entre atmosphère et résidus. Cela aura pour effet de diminuer le gradient d'oxygène au-dessus des résidus; terme essentiel de l'expression du flux telle que définie par la première loi de Fick (Équation [2.11]).

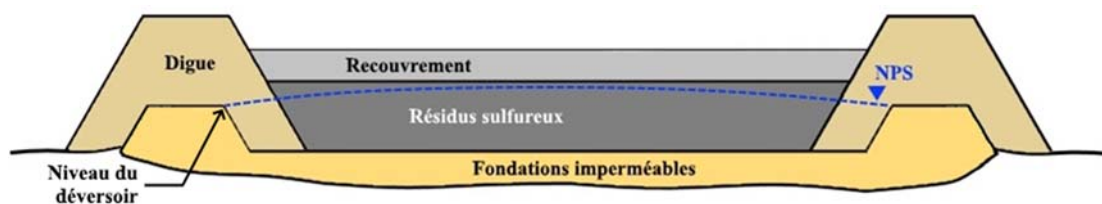


Figure 2.4 Illustration générale du concept de recouvrement monocouche avec NPS (adapté de Aubertin *et al.* (1999) et Ouangrawa *et al.* (2010))

Nous signalerons par ailleurs au lecteur intéressé qu'un état de l'art exhaustif sur la technique de recouvrement monocouche avec NPS a été produit par Ethier (2018) peu de temps avant le dépôt de cette thèse.

2.5 Projets de recherche menés avec la mine Doyon-Westwood

Le site Doyon-Westwood (Figure 2.5) correspond à l'agglomération sur le même territoire opérationnel de deux exploitations minière distinctes. Pour ce qui est de la mine Doyon, elle a été exploitée depuis 1978 par diverses sociétés, d'abord à ciel ouvert, jusqu'en 1989, puis en souterrain jusqu'en 2009. La fosse, résultat de l'excavation de 47.10^6 tonnes de matériel, atteint 70 m de profondeur (Lamontagne *et al.*, 2000) pour une capacité de 14.10^6 m³ (Blier *et al.*, 2012). Le matériel extrait a été accumulé progressivement sous la forme de deux haldes principales, dites nord, et sud. La halde nord, de moindre importance, est progressivement démantelée depuis 2008 (Blier *et al.*, 2012), et les stériles considérés réactifs sont déversés dans la fosse. La halde sud, plus importante, possède quant à elle une surface d'environ 53 ha pour une hauteur moyenne d'environ 30 m, et correspond à l'accumulation de 21.10^6 tonnes de matériel, soit $11,5.10^6$ m³ (Lamontagne *et al.*, 2000). Dès 1985, l'effluent de la halde a commencé à présenter les caractéristiques d'un DMA. Dès 1990, un programme de surveillance a alors été entrepris. Des teneurs comprises entre 3 et 5% sulfures ont été mesurées dans le matériel de la halde composé d'environ 50% de schistes séricitiques (MEND, 1994c). De nombreuses études ont par la suite été réalisées afin de caractériser exhaustivement la halde qui constitue de fait, un cas d'école pour la recherche appliquée dans l'environnement minier au niveau provincial (Lahmira *et al.*, 2014; Lamontagne *et al.*, 2000; Lefebvre *et al.*, 2001a; Lefebvre *et al.*, 2001b; MEND, 1994b, 1994c, 1994d; Sracek *et al.*, 2004; Sracek *et al.*, 2006). Enfin, Guitttonny-Larchevêque *et al.* (2016; 2017) ont mené des travaux concernant l'introduction, sur ces aires d'accumulation des stériles, d'une espèce de saule à croissance rapide, qui

pourrait constituer un élément pionnier permettant d'initier la revégétalisation; dernière étape de la restauration.

Concernant les résidus, qui sont par ailleurs également générateurs de DMA, ils ont été disposés successivement, par voie hydraulique, dans trois bassins d'accumulation : les parcs #1, 2 et 3. À la suite de la récupération des infrastructures de Doyon par la société IAMGOLD en 2008, la responsabilité de restauration lui a été transférée en même temps que le droit d'exploiter le gisement contigu de Westwood, opéré quant à lui depuis 2012, exclusivement en souterrain. Ainsi, suivant une logique d'optimisation économique et environnementale, la restauration a été intégrée aux opérations de Westwood. Plus concrètement, les résidus miniers produits dans le cadre de cette nouvelle exploitation sont destinés à trois usages : (1) le remblayage progressif des galeries Westwood (environ 35% de la masse des rejets produits) ; (2) le dépôt dans la fosse Doyon (environ 45%); (3) la désulfuration dans le but de constituer des matériaux de recouvrement pour les parcs à résidus du site Doyon (environ 20%). Les principes de cette gestion intégrée sont détaillés par Benzaazoua *et al.*, 2009; Blier *et al.*, 2012; Demers *et al.*, 2009c. Les proportions ont quant à elles été fournies à fins indicatives par l'équipe du département environnement d'IAMGOLD - Westwood. L'approche envisagée pour la restauration des parcs #2 et 3 est celle du recouvrement monocouche avec NPS. Recouvrements, qui comme vu précédemment, seront vraisemblablement constitués de résidus Westwood désulfurés. Les travaux de Demers *et al.* (2008; 2009a; 2009b), dans la lignée desquels s'inscrit la présente thèse, ont été réalisés à l'aide de matériaux Doyon désulfurés, et ont ainsi permis d'ouvrir la voie de la revalorisation des résidus miniers dans l'élaboration de recouvrements géotechniques entreprise ici. Dans le même esprit, Larochelle *et al.* (2019) ont envisagé l'utilisation de stériles générateurs pour la constitution d'une couverture de type CEBC pour la restauration du parc #1, plus ancien et plus oxydé. La considération de cette option a par ailleurs suscité une étude concernant la stabilité de la digue nord-

ouest du parc #1, dans le cas d'une élévation de la charge consécutive à la restauration (Yaya *et al.*, 2017).

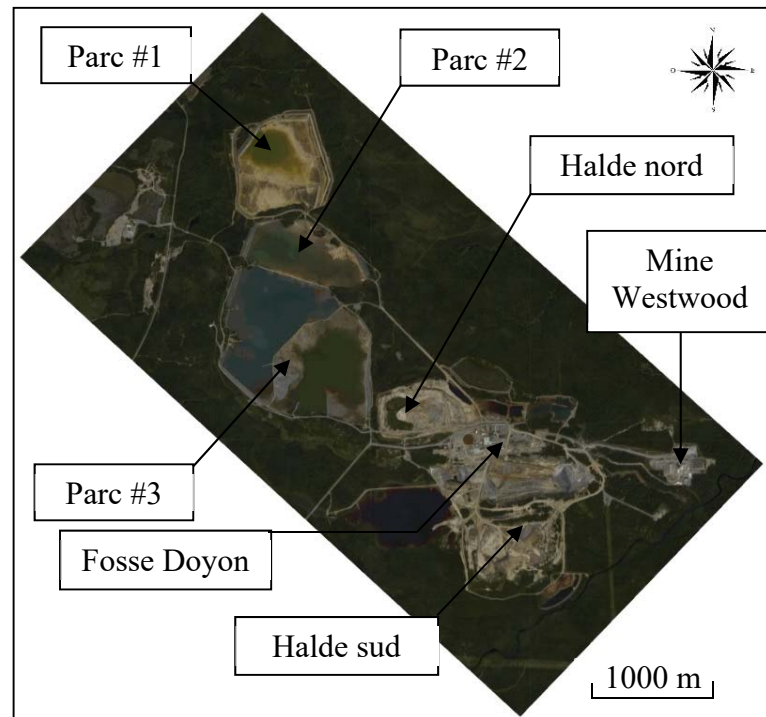


Figure 2.5 Photographie aérienne du site Doyon-Westwood

Bien que ce travail de doctorat se concentre essentiellement sur la restauration des parcs #2 et 3 du site Doyon il est apparu utile de fournir au lecteur intéressé un inventaire des travaux de recherche réalisés sur l'ensemble du site Doyon-Westwood (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood

Étude	Champs d'application	Objectif	Résultats et perspectives
MEND (1994c)	Qualité des eaux de drainage issues de la halde sud	Recherche d'une signature des eaux de drainages de la halde sud de Doyon à partir de campagnes d'échantillonnage et suivi réalisées entre 1990 à 1995.	Développement de deux techniques analytiques de terrain alternatives rapides et économiques, l'une basée sur des mesures de la conductivité électrique et la teneur totale en solide, l'autre sur des mesures par spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie.
MEND (1994b)	Caractérisation de la halde sud	Suivi thermique de la halde sud, calcul analytique des propriétés thermiques et de la production de chaleur des matériaux.	Possibilité de suivre, et de proposer des prédictions de production de DMA.
MEND (1994d)		Étude du comportement hydrogéologique de la halde sud.	Un peu plus d'un tiers de l'eau de précipitation s'infiltre profondément dans la halde et est donc susceptible de produire du DMA.
Lamontagne <i>et al.</i> (2000)		Évaluation expérimentale d'une approche de co-déposition de stériles et de résidus miniers compactés pour créer des effets de barrière capillaire.	Les essais montrent des résultats encourageants mais la technique nécessite une optimisation ainsi qu'une étude économique pour en évaluer la faisabilité.

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood (suite)

Lefebvre <i>et al.</i> (2001a)	Caractérisation de la halde sud	Élaboration d'un modèle conceptuel de transfert couplé de chaleur et d'oxygène dans les haldes à stériles.	Construction d'un modèle numérique basé sur le modèle conceptuel.
Lefebvre <i>et al.</i> (2001b)	Caractérisation de la halde sud	Réalisation d'un modèle numérique couplé intégrant l'ensemble des propriétés agissant sur la production du DMA dans la halde sud.	Prédiction de tendances du comportement géochimique des haldes.
Sracek <i>et al.</i> (2004)		Caractérisation des mécanismes hydrogéochimique et de d'enrichissement isotopique de l'eau dans la halde sud.	Recherche fondamentale sur les mécanismes à l'origine de la formation du DMA dans les haldes.
Sracek <i>et al.</i> (2006)		Comparaison de différentes approches pour caractériser la consommation d'oxygène par la pyrite dans la halde sud : étude <i>in situ</i> des profils d'oxygène et de température ; essais de consommation d'oxygène ; mesure du bilan de masse de la pyrite.	Les essais de consommation d'oxygène réalisés en laboratoire sur les matériaux altérés montrent des résultats comparables aux essais <i>in situ</i> . Ils constituent donc une alternative avantageuse pour estimer le taux d'oxydation de la pyrite pour les zones où la diffusion n'est pas le mode principal de circulation de l'oxygène.

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood (suite)

Lahmira <i>et al.</i> (2014)	Caractérisation de la halde sud	Diagnostic de l'évolution du comportement hydrogéochimique de la halde sud et la diminution de la production de DMA.	Un processus d'altérations affectant la perméabilité de la halde et entraînant une diminution du flux d'oxygène est mis en évidence. Les auteurs suggèrent des travaux de remodelage de la halde pour diminuer encore la production de DMA.
Demers <i>et al.</i> (2008)	Évaluation du recouvrement monocouche fait de résidus faiblement sulfureux avec NPS pour la restauration des parcs #2 et #3	Évaluation hydrogéochimique de la performance de la technique.	La technique permet de prévenir la formation de DMA dans les conditions contrôlés de laboratoire, et suggère une investigation plus poussée via l'outil numérique.
Demers <i>et al.</i> (2009a)		Calcul du flux via la détermination du gradient d'oxygène, et comparaison avec des valeurs de simulation numérique.	Les mesures de flux montrent la prévalence du paramètre de niveau de NPS par rapport à l'épaisseur du recouvrement et la teneur en soufre résiduel de ce dernier.
Demers <i>et al.</i> (2009b)		Simulations hydrogéologiques et du flux d'oxygène pour des conditions climatiques réalistes à partir de résultats de laboratoire.	La modélisation numérique tend à confirmer la validité de la technique en particulier lorsque la NPS est maintenue à interface. Une couche anti-évaporation semble s'avérer utile en cas de forte sécheresse. L'évaluation en conditions de terrain est suggérée.

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood (suite)

Rey <i>et al.</i> (2016)		Méthode de construction de trois cellules expérimentales conçues pour l'évaluation de la technique.	L'installation permettra le suivi du comportement hydrogéochimique du système.
Rey <i>et al.</i> (2017)	Évaluation du recouvrement monocouche fait de résidus faiblement sulfureux avec NPS pour la restauration des parcs #2 et #3	Essais en colonnes de laboratoire pour l'évaluation du comportement hydrogéologique et des flux d'oxygène de différents scénarios d'application de la technique.	Le paramètre qui affecte le plus la saturation des résidus sulfureux est le niveau de la NPS. L'épaisseur et le type de matériel de recouvrement semblent surtout affecter le flux d'oxygène par le biais d'une consommation par les sulfures résiduels.
Demers <i>et al.</i> (2009c); Benzaazoua <i>et al.</i> (2008); Blier <i>et al.</i> (2012)	Valorisation des résidus	Évaluation d'une approche de gestion intégrée des rejets miniers de la mine Doyon : utilisation du concentré de désulfuration dans la constitution de remblai en pâte cimenté.	Le concept est valide et favorise la résistance du remblai. Le matériel désulfuré peut aussi être valorisé comme matériel de construction des recouvrements des parcs à résidus.
Demers <i>et al.</i> (2015a); Demers <i>et al.</i> (2015b)	Valorisation des boues de traitement	Évaluation à l'échelle intermédiaire de terrain et en laboratoire d'une voie de revalorisation des boues de traitement pour réduire la charge polluante de l'effluent minier.	Un mélange à base de boues de traitement alcalines placées par-dessus des rejets miniers (résidus ou stériles) permet d'inhiber la production de DMA. Dans le cas d'une application à des résidus, le maintien d'un degré de saturation plus important est favorisé.

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood (suite)

Demers <i>et al.</i> (2017)	Valorisation des boues de traitement	Évaluation en laboratoire et à l'échelle intermédiaire de terrain d'une voie de revalorisation des boues de traitement pour réduire la charge polluante de l'effluent minier.	Un mélange sol-boues de traitement permet d'inhiber efficacement la production de DMA et de maintenir un haut degré de saturation du matériel sous-jacent lorsqu'appliqué à des résidus. Cette approche permet d'envisager la diminution de l'utilisation de matériaux d'emprunt pour la restauration des aires d'accumulation.
Guittonny-Larchevêque <i>et al.</i> (2016); Guittonny-Larchevêque et Lortie (2017)	Revégétalisation des stériles	Étude de la croissance d'une espèce de saules sur divers substrats, au contact des stériles miniers.	Les saules ont été capables de se développer à-même les stériles, bien que leur taux de survie et leur croissance soient plus importants avec l'ajout d'un substrat. Ce saule constitue donc une bonne espèce pionnière pour la revégétalisation. Il présente aussi des capacités de bio-extraction des métaux (Cd et Zn). L'ajout de boues de traitement dans le substrat permet cependant de mitiger le phénomène. Les résultats requièrent un plus long suivi notamment pour connaître les effets d'une éventuelle toxicité.

Tableau 2.1 Sommaire des travaux de recherche réalisés sur le site Doyon-Westwood (suite)

Yaya <i>et al.</i> (2017)	Stabilité d'une digue du parc à résidus #1	Étude géophysique concernant la stabilité de la digue nord-ouest du parc #1 avant l'utilisation de l'installation pour le stockage de stériles miniers.	L'étude montre que la digue présente un facteur de sécurité acceptable, mais recommande notamment un suivi piézométrique de la charge hydraulique à l'intérieur de la digue, ainsi qu'un forage géotechnique pour caractériser plus précisément la résistance des matériaux qui la composent.
Larochelle <i>et al.</i> (2019)	Restauration du parc #1	Étude de laboratoire visant à évaluer la pertinence de l'emploi de stériles générateur de DMA pour la constitution de la couche de support d'une CEBC	Cette voie de restauration a montré des résultats encourageants : le pH est neutralisé et la concentration en métaux dissous est significativement réduite par rapport aux essais témoins. Les auteurs soutiennent que l'approche ne devrait pas être généralisée hâtivement sans essais réalisés au cas par cas, et encouragent la mise en place d'essais à une échelle intermédiaire de terrain pour l'application au site Doyon.

CHAPITRE III

LABORATORY AND FIELD STUDY OF LOW-SULFIDE TAILINGS COVERS WITH ELEVATED WATER TABLE TO PREVENT ACID MINE DRAINAGE

3.1 Préambule

Comme il a été vu dans le chapitre précédent (section 2.4), la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée est une technique de prévention du DMA basée sur le contrôle du flux d'oxygène en direction des résidus sulfureux. Le positionnement de la nappe à un niveau adéquat favorise le phénomène de remontée capillaire et le maintien des résidus (et une partie de la couverture) dans des conditions proches de la saturation (section 2.1). Le très faible coefficient de diffusivité des matériaux ainsi saturés constituent dès lors une barrière à l'oxygène (section 2.3). Par ailleurs le recouvrement permet également de limiter l'évaporation susceptible d'entraîner une désaturation du système (section 2.2). Après une description des propriétés physiques et hydrogéologique principales, ce premier article est consacré à une réflexion concernant les résultats hydrogéologiques et de diffusion de l'oxygène acquis dans le cadre du protocole mis en place dans cette étude. Celui-ci comprend notamment la construction et le suivi de douze colonnes de laboratoire et trois cellules de terrain conçues respectivement pour simuler différents scénarios de restauration en conditions climatiques contrôlées et réelle.

Cet article a été soumis à la Revue canadienne de géotechnique et a été accepté avec corrections majeures. La version présentée ici intègre ces corrections et est toujours en attente de validation.

RÉSUMÉ

L'utilisation des recouvrements monocouches combinés avec une nappe phréatique surélevée est une méthode de restauration prometteuse basée sur la faible diffusivité des gaz dans l'eau pour limiter la migration de l'oxygène vers des résidus potentiellement générateurs d'acide. Une monocouche est installée par-dessus les résidus sulfureux et la nappe phréatique est contrôlée de façon à maintenir les résidus proches de la saturation. Un protocole incluant des colonnes de laboratoire et des cellules de terrain a été conduit afin d'évaluer la sensibilité de la technique à divers paramètres incluant : l'épaisseur de couverture, le niveau de la nappe, et la présence d'une couverture anti-évaporation. Deux types de résidus désulfurés ont été évalués comme recouvrement en laboratoire : des résidus silteux issus de la mine Westwood, et d'autres plus sableux issus de la mine Goldex. Sur le terrain, seul le matériel Goldex a été évalué. Les données mesurées comprennent teneurs en eau, succions, concentrations en oxygène et consommation d'oxygène. Les résultats montrent que les deux types de matériaux ont permis de maintenir les résidus sulfureux à un degré de saturation $\geq 85-90\%$ lorsque la NPS était maintenue à un maximum d'un mètre sous l'interface avec la couverture. Néanmoins les résidus fins Westwood ont montré une meilleure capacité à limiter la migration de l'oxygène à travers la couverture, avec un maximum mesuré de $5,7 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ à proximité de la base.

Mots-clés : drainage minier acide, recouvrements monocouches, nappe phréatique surélevée, résidus faiblement sulfureux

ABSTRACT

The use of monolayer covers combined with an elevated water table (EWT) is a promising reclamation method that relies on the low gas-diffusivity of water to limit oxygen ingress into potentially acid-generating tailings. A monolayer cover is installed over the sulfidic material and the water table level is controlled to maintain the tailings close to saturation. A protocol including laboratory columns and field test cells was conducted to evaluate the sensitivity of the technique to parameters including: cover thickness, water table level, and the presence of an anti-evaporation layer. Two cover low-sulfide tailings were evaluated in the laboratory: silty tailings from Westwood mine and sandy ones from Goldex mine. In the field only Goldex tailings were used. Data used to evaluate the covers performances included volumetric water content, suction, oxygen concentrations, and oxygen consumption. Results showed that both cover materials could be used to maintain the reactive tailings at a degree of saturation $\geq 85\text{-}90\%$ when the EWT level was maintained at a maximum distance of 1 m below the tailings surface. However, the finer Westwood material showed a better capacity for limiting oxygen migration through the cover, with a maximum flux of $5.7 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$ measured near the covers base.

Keywords: Acid mine drainage, Monolayer covers, Elevated water table, Low-sulfide tailings

3.2 Introduction

Monolayer covers combined with an elevated water table (EWT) is a mine reclamation method designed to prevent sulfidic tailings stored in retention ponds from generating acid mine drainage (AMD). In principle, this technique involves raising the natural

level of the water table to a height that will maintain the sulfidic tailings at a high degree of saturation (MEND, 1996c; Orava *et al.*, 1997). Such covers have three main purposes: (1) to avoid the accumulation of free water above the impounded materials, which, due to its movement, could eventually threaten dam stability (Aubertin *et al.*, 1997; Ethier *et al.*, 2018); (2) to protect the sulfidic tailings from the direct influence of the sun, which can cause the desaturation of superficial horizons through evaporation; and (3) to facilitate capillary rise to a level at or above the cover/tailings interface, thus limiting oxygen ingress into the tailings (Demers *et al.*, 2008; Ouangrawa *et al.*, 2010).

The simplicity and robustness of this method makes it a promising alternative to water covers, which have had their use restricted in recent years, as well as covers with capillary barrier effects (CCBE), which can have significant costs as a result of material transportation requirements (Bussière *et al.*, 2006). However, due to results observed at sites where monolayer covers were implemented without proper control of the water table level (Dobchuk *et al.*, 2013), some practitioners in the industry are currently skeptical of the technique. Nonetheless, parametric studies conducted in the laboratory and using numerical modeling have demonstrated that monolayer covers combined with an EWT can successfully limit oxygen ingress into reactive tailings, and, therefore, avoid the production of AMD (Dagenais *et al.*, 2006; Demers *et al.*, 2009a; Ouangrawa *et al.*, 2010; Pabst *et al.*, 2011). Although prior studies have yielded encouraging results, they have also highlighted the need for further research to define the limits of the technique, as well as the ways in which it could be optimized and scaled, including considerations for realistic, *in situ* climatic conditions.

In parallel, the development of environmental desulfurization has enabled the separation of sulfide concentrates from a sulfidic tailings material, thus producing a

non-acid-generating material that may be used as a cover material during reclamation (e.g. Benzaazoua et al. 2008; Benzaazoua et al. 2000; Bussière et al. 1995). This option presents numerous advantages, including: avoiding further environmental impacts by using a recycled waste material instead of a natural one (e.g., soils); reducing the volume of acid generating tailings that must be managed; reducing costs associated with material transportation (even more drastically if the cover is deposited hydraulically); and temporarily consuming a small amount of the downward oxygen flux due to the slight residual sulfur remaining inside the desulfurized material (Demers *et al.*, 2009b; Ethier *et al.*, 2018; Mbonimpa *et al.*, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2011)

Following the principle of integrated mine waste management, IAMGOLD Corporation plans to use environmental desulphurization in order to produce a low-sulfide material from Westwood mine tailings that can be used to construct a monolayer cover to reclaim the nearby Doyon mine tailings storage facilities (TSF2 and TSF3). These TSFs hold acid-generating tailings that have been maintained near saturation since their deposition in 1992. The sulfide concentrate by-product resulting from the treatment will be incorporated into the backfill material of Westwood's underground stopes, while the cover material will be deposited hydraulically in the TSFs. Although this method represents a significant economic gain compared to mechanical disposition, it can lead to horizontal and vertical heterogeneities in cover properties such as thickness and grain-size distribution (Demers *et al.*, 2017; Vick, 1990). Furthermore, the hydrodynamics of a retention pond usually imply lateral variations in the water table level; i.e., higher levels in the center of the pond than on the edges (Ouanguwa *et al.*, 2010). Therefore, it is crucial to characterize the sensitivity of the system, in terms of oxygen fluxes reaching the reactive tailings, to variations in (1) cover thickness, (2) grain-size distribution, (3) and water table level.

This study, conducted in collaboration with IAMGOLD Corp. since summer 2015, constitutes a first attempt to evaluate the influence of these parameters on the performance of the EWT technique combined with monolayer covers made of desulfurized tailings, via a protocol that incorporates an intermediate-scale field set-up. More precisely, the experiment included a total of 12 laboratory columns (which comprised 8 different restauration scenarios, and 4 control tests), as well as 3 field cells. Among the data collected, the focus of this article is made on the hydrogeological parameters and oxygen fluxes. Two experimental techniques of oxygen flux assessment, namely the oxygen consumption test (Elberling *et al.*, 1993), and the oxygen gradient method (Demers *et al.*, 2009b; Elberling *et al.*, 1994; MEND 1996c), were employed in the present work. These results are then compared with values estimated via equations developed by Mbonimpa *et al.* (2003), as well as method based on sulfate release in the leachate (Elberling *et al.*, 1994). This case study allows determining the application limits of these oxygen flux assessment tools for two types of cover systems, and in the context of slightly reactive cover materials. These results will help the selection of the appropriate oxygen flux measurement methods for other tailings storage sites that require reclamation.

3.3 Theoretical background

The migration of a gas, such as oxygen, through a porous medium is controlled by two main mechanisms: diffusion, which is characterized by the preferential movement of chemical species from areas of high concentration to low concentration, and advection, which involves the displacement of a chemical along a vector field as a result of the movement of the fluid matrix (e.g., wind or thermal convection). A number of authors have shown that, for fine granular materials such as clay, silt, sand, and tailings placed

in impoundments, the influence of advection is negligible compared to that of diffusion (Elberling *et al.*, 1994; Refsgaard *et al.*, 1991).

Under steady-state conditions, and for one spatial dimension, Fick's first law [3.1] describes gas diffusion and is written as follows (Freeze et Cherry, 1979; Shackelford et Daniel, 1991):

$$F(t) = -D_e \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad [3.1]$$

Essentially, the diffusive flux F , as a function of time, is proportional to the coefficient of diffusion D_e and to the gas concentration gradient $\frac{\partial C(t)}{\partial z}$ between two points separated by a distance z . The negative sign indicates that the flux is in the opposite direction of the concentration gradient. The parameter D_e , which directly controls the magnitude of the diffusive flux, depends on the medium of propagation. It is of four orders of magnitude greater in air than in water, and negligible inside of a solid (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003). Consequently, D_e varies as a function of porosity (n) and the degree of saturation (S_r) of the solid medium.

The empirical formula presented below in Equation [3.2] (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003) allow the estimation of D_e for a partially saturated porous medium, provided that the water content and porosity are known:

$$D_e = \frac{1}{n^2} [D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}] \quad [3.2]$$

In Equation [3.2], H is the dimensionless form of Henry's constant of gas solubility in water ($H = 0.03$ at 20°C for oxygen); D_a and D_w represent the coefficients of diffusion of oxygen in air and in water, respectively, for homogeneous porous media ($D_a = 1.8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ and $D_w = 2.5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ at 22°C); θ_a and θ_w are the volumetric air and water contents, respectively, of the medium (with $\theta_a = n - \theta_w$); and p_a and p_w are parameters associated with tortuosity in air and water, respectively (Fredlund et Rahardjo, 1993) ($p_a = p_w = 3.3$, defined for porosity values around $n = 0.4$).

Fick's second law describes the variation of gas concentration at a specified location. Equation [3.3], proposed by Mbonimpa *et al.* (2011), adapts Fick's second law by adding the term k_r^*C to account for the flux associated with oxygen consumption by reactive media in the mass balance of oxygen:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r^* C \quad [3.3]$$

The parameters D^* and k_r^* correspond to the bulk diffusion and reaction coefficients, respectively ($D^* = \frac{D_e}{\theta_{eq}}$, and $k_r^* = \frac{k_r}{\theta_{eq}}$). θ_{eq} represents the equivalent porosity, taking into account a medium in which diffusion is taking place inside both air- and water-filled pores; it is defined as $\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$ (Aubertin *et al.*, 2000). k_r is the effective reaction rate coefficient of the material.

Previous studies showed that the performance of a reclamation method can be considered adequate as long as the reactive materials remain at a degree of saturation $S_r \geq 90\%$ (Aubertin *et al.*, 1998; Ouangrawa *et al.*, 2010). This value can be justified

in cover design technology by the observation that measured D_e values in media with such high S_r values are essentially equal to the diffusion coefficient of oxygen in water.

Laboratory results of oxygen fluxes presented by Demers *et al.* (2008) for monolayer covers were between 2 and 54 mol.m⁻².yr⁻¹ near the base of the cover. The cover material used in this experimental protocol contained a small percentage of sulfide minerals that consumed a portion of the oxygen before it reached the underlying sulfidic material. However, the fluxes measured with oxygen consumption tests at the cover surface (method detailed below) may appear higher when such cover materials are used instead of inert materials. Ouangrawa *et al.* (2009) used non-sulfidic sand as a cover material in laboratory columns and obtained fluxes between 1.0 and 14.6 mol.m⁻².yr⁻¹. In another laboratory column study, Pabst *et al.* (2011) measured oxygen fluxes in an oxidized material between 0.6 and 31.7 mol.m⁻².yr⁻¹. Ethier *et al.* (2018) performed a large-scale study at the abandoned Manitou site (Abitibi-Témiscamingue, Québec), which was later reclaimed using a monolayer cover (made of low-sulfide tailings) with an EWT. Numerical simulations were used to evaluate oxygen fluxes at the cover's surface and base for different monitoring stations. Calculated fluxes were between 0.063 mol.m⁻².yr⁻¹ and 2.2 mol.m⁻².yr⁻¹ at the surface of a system, and around 0.013 mol.m⁻².yr⁻¹ at the base of the cover, thus showing that most of the incoming oxygen was consumed by residual sulfides inside of the cover material. Finally, in a comparison between reclamation techniques, Bussière *et al.* (2004) obtained oxygen fluxes under 40.0 mol.m⁻².yr⁻¹ in laboratory-scale CCBE column tests.

3.4 Material and methods

Four different types of materials were sampled for this study: (1) reactive tailings from Doyon TSF3; (2) Westwood tailings from the treatment plant – later desulfurized at UQAT; (3) low-sulfide tailings transported from Goldex mine to the Doyon-Westwood site and to the laboratory for characterizations and column tests; and (4) sand imported from a nearby alluvial deposit.

3.4.1 Characterization protocol

The three tailings were subjected to physical, chemical, and hydrogeological characterizations, whereas the sandy material was considered inert and was tested only for its grain-size distribution. Specific gravity (G_s) was determined using a Micromeritics AccuPyc 1330 helium pycnometer (ASTM standard D854-91) and grain-size distribution was obtained by laser diffraction analysis with a Malvern Mastersizer (Black *et al.*, 1996). The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) was estimated using a rigid wall permeameter (ASTM Standard D5856-15), whereas the water retention curves (WRC) were plotted using van Genuchten fitting model computed via RETC software (Yates *et al.*, 1992), based on experimental data points measured with Tempe cells (ASTM standard D6836-16). Air entry values (AEV) were deduced using the Fredlund et Xing (2004) two-tangent method. Finally, total S and C concentrations were measured with an Eltra Carbon / Sulfur analyzer to estimate the acid-generating potential ($AP = 31.3 \times \%S$) and neutralization potential ($NP = 83.3 \times \%C$) of the tailings while net neutralization potential (NNP) was calculated as the difference between the NP and AP (Miller *et al.*, 1991).

3.4.2 Laboratory test set-up

Each of the ten columns (see Table 3.1, section 3.4 for the ten configurations, and Figure 3.1 for a schematic illustration) had an internal diameter of 0.14 m, and a height of 0.9, 1.05, or 1.4 m depending on the thickness of the tested materials. A 0.1 m headspace was left at the top of each column to allow for oxygen consumption tests and wetting-drainage cycles. A 0.30 m layer of sulfidic Doyon tailings was placed at the bottom of each column. A 0.5 m or 1.0 m monolayer cover, made of low-sulfide tailings from Westwood mine or Goldex mine, was added above the reactive tailings. In column CO8 (see Table 3.1), a 0.1 m layer of sand was added on top of the Goldex tailings to limit evaporation. Finally, four control columns were also set up in order to evaluate the behavior of 0.3 m of each material independently (2 for Doyon, at various EWT level (see Table 3.1); 1 for Westwood; 1 for Goldex). The mean porosities of the materials were assessed during construction and at dismantlement. Values varied between 0.39 and 0.43 for the Doyon tailings, and between 0.42 and 0.46 for the cover materials. Moreover, during the dismantlement phase, samples were weighed using electronic scale (METTLER TOLEDO PM4800), and put in a 60°C oven to dry for over 48 to 72h to establish S_r profiles.

The base of each column was equipped with a ceramic plate (AEV: 50 kPa; n : 0.5) and connected to a water reservoir via a flexible tube in order to simulate the EWT. The water reservoir elevation with respect to the reactive tailings surface varied depending on the test (see Table 3.1). Volumetric water content (θ) sensors (EC-5. METER Group, Inc.) were installed at various depths and connected to a METER Em50 data logger (Figure 3.1). Two suction (ψ) sensors (Watermark 200SS) were also installed at the same level as the two θ sensors at positions 1 and 2. An additional set of θ and ψ sensors were placed in the middle of the sand layer (i.e., 5 cm below the surface; at

position 0). The raw values acquired were corrected using medium-specific calibrations. ψ values were retrieved at specified intervals using a digital reader (Watermark Sensor Digital Reader 6455).

At the start of each wetting-drainage cycle, 2 L of deionized water was added at the top of each column and the flexible tube was disconnected from the reservoir to enable leachate collection inside a container over a period of three to four days. Following this drainage period, the columns were reconnected to the EWT reservoir. This process was repeated every month. The leachates were submitted to physicochemical characterizations, however, these results are not presented here.

Two methods were used to determine oxygen fluxes through the covers. The first approach, commonly referred to as the oxygen consumption test (OCT), was developed by Elberling *et al.* (1993). The technique involves measuring oxygen concentrations in an air-tight headspace as a function of time. To accomplish this, the columns were sealed with a cap equipped with a Teledyne oxygen sensor (ClassR-17MED) connected to a data-logger (OMEGA OM-CP-QUADPROCESS; Figure 3.1). Data were collected over a two-hour period with a one-minute measurement interval.

Equation [3.4] represents a solution to the continuity equation developed for OCTs (Elberling *et al.*, 1994). The slope of a plot of $\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$ versus time t provides the value of $\sqrt{D_e K_r}$ when A and V , which are the area and volume of the headspace, respectively, are known. This equation remains valid assuming the steady-state condition $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ exists throughout the duration of the OCT. Therefore, tests must be short in duration in order to allow only slight variations in C . As a reference, Bussière *et al.* (2004) who

assessed oxidation rates using OCTs in similar set-ups (column tests with low-sulfide cover system over sulfidic tailings, and a 0.1 m headspace) targeted a change in oxygen concentration of less than 2% over a period of up to 3 h.

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t\sqrt{D_e K_r} \frac{A}{V} \quad [3.4]$$

The term $\sqrt{D_e K_r}$ can be inserted into Equation [3.5] (Nicholson *et al.*, 1989), which is based on Fick's laws (Equations [3.1] and [3.3]), in order to determine the steady-state flux of oxygen, F_s (i.e., for $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$) at the surface ($z = 0$). This solution is obtained for the initial condition $C(z > 0, t = 0) = 0$, and the boundary conditions $C(z = 0, t > 0) = C_0$, and $C(z = \infty, t > 0) = C_\infty = 0$:

$$F_s(z = 0) = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad [3.5]$$

For the second approach, gas sampling ports (with septums) were inserted in the column walls at 5 cm on either side of the θ sensors in the cover material (Figure 3.1). Representative gas samples of 10 mL were extracted at these points, using a syringe, and analyzed with an Agilent micro-chromatograph (Micro-GC) to determine oxygen concentration gradients inside the cover. The two concentration gradients and the θ values measured at positions 1 and 2 were used to determine two oxygen fluxes by applying Fick's first law (Equation [3.1]) with effective diffusion coefficients estimated from Equation [3.2].

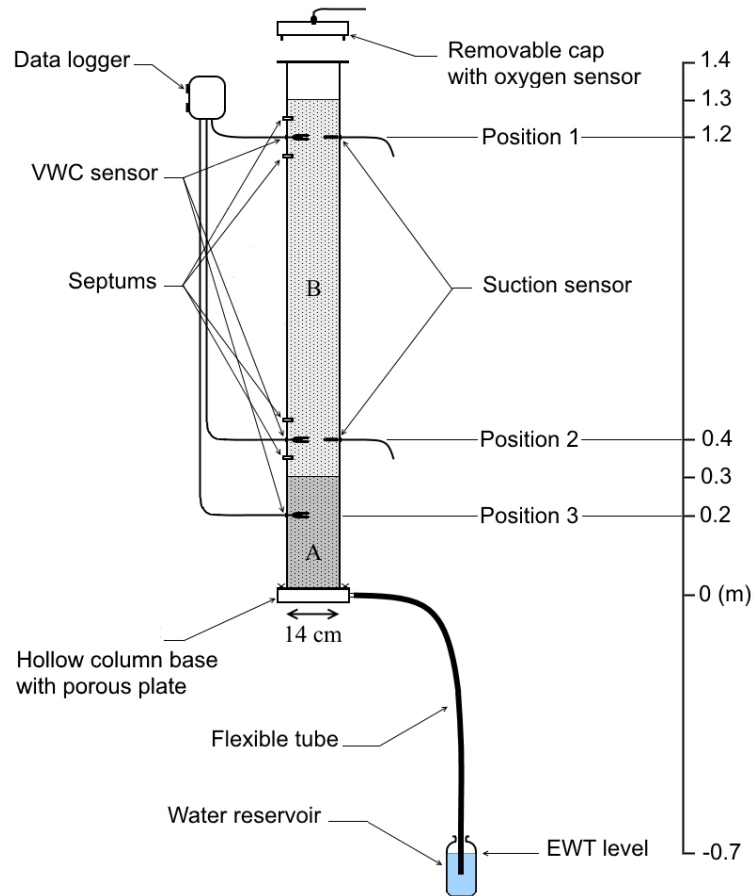


Figure 3.1 Illustration of laboratory columns setting, and instrumentation (example of columns CO6/CO7) – Layer A: Doyon sulfidic tailings; layer B: low-sulfide cover material

3.4.3 Field tests set-up

The design of the three field experimental cells (C1 to C3; Table 3.1; Figure 3.2) was based on previous work by Bussière *et al.* (2007) and is presented in detail in Rey *et al.* (2016). For each cell, 1 m of Doyon tailings was deposited at the bottom of an inverse truncated pyramid that was insulated from the hydrogeological system using a

PVC geomembrane (TEXEL TM240). Then, a cover made of 0.50 m or 1 m of low-sulfide Goldex tailings was placed above the sulfidic tailings. In C3, a 0.15 m layer of sand was added on top of the Goldex tailings to limit evaporation. The mean porosities of the materials were estimated by taking samples with a steel ring during construction and using mass-volume relationships. The estimated values were 0.36, 0.31, and 0.33 for the reactive tailings of C1, C2, and C3, respectively, and of 0.31 for the cover materials in all cells.

A drain was installed horizontally at the bottom of each cell to collect drainage waters. The elbowed outlet of the drain served two functions: (1) allowing water sampling (data presented in appendix), and (2) simulating the EWT level. Sensors used for θ (Decagon 5-TM) and ψ (Watermark 200SS) monitoring were installed at the same positions as in the laboratory columns and connected to their respective data loggers (Em50, and Watermark monitor 900M). θ sensors were located at 0.1 m below the cover surface and at 0.1 m above and below the cover/tailings interface. ψ sensors were located at 0.1 m above and below the cover/tailings interface. In C3, additional θ and ψ sensors were placed in the middle of the sand layer (i.e., 5 cm below the ground surface; at position 0). Raw θ values acquired with 5TM sensors were corrected using medium-specific calibrations.

Steel cylinders were inserted through the covers in each cell with approximately 0.1 m of space above the ground surface in order to perform OCTs. Oxygen concentrations were measured using Apogee oxygen sensors (SO-110) and Onset data loggers (UX120-006M). Oxygen fluxes were estimated using the approach proposed by (Elberling *et al.*, 1994).

3.4.4 Experimental parametric settings

The parametric settings of the ten laboratory columns and the three field cells are summarized in Table 3.1, along with the four parameters evaluated in this study which are: (1) the EWT level (cover/tailings interface or at an equivalent distance of 1 or ½ of the AEV of the Doyon tailings); (2) the thickness of the cover material (0.50 m or 1.00 m); (3) the cover material (Westwood or Goldex tailings); and (4) the presence or absence of an anti-evaporation layer. Moreover, four additional control columns (CO9 to CO12) were also set up in order to evaluate the behaviour of the different tailings independently, notably in terms of oxygen consumption.

Table 3.1 Parametric settings for laboratory and field experiments

Test #	Cover material	Cover thickness	EWT level
CO1	Westwood	1 m	Interface (0 m)
CO2	Westwood	0.5 m	Interface (0 m)
CO3	Goldex	1 m	Interface (0 m)
CO4	Westwood	1 m	1 AEV (2 m)
CO5	Westwood	0.5 m	1 AEV (2 m)
CO6	Goldex	1 m	$\frac{1}{2}$ AEV (1 m)
CO7	Westwood	1 m	$\frac{1}{2}$ AEV (1 m)
CO8	Goldex + sand	0.5 + 0.10 m	$\frac{1}{2}$ AEV (1 m)
CO9	0.3 m Doyon only		Surface (0 m)
CO10	0.3 m Doyon only		1 AEV (2 m)
CO11	0.3 m Westwood only		2 m
CO12	0.3 m Goldex only		0.5 m
C1	Goldex	1 m	$\frac{1}{2}$ AEV (1 m)
C2	Goldex	1 m	1 AEV (2 m)
C3	Goldex + sand	0.5 + 0.15 m	$\frac{1}{2}$ AEV (1 m)

3.5 Results

3.5.1 Characterization results

Table 3.2 Results of static tests on each material used in the study

Material	%S	%C	AP	NP	NNP
Doyon	4.36	0.35	136.25	29.16	-107.09
Westwood	0.17	0.38	5.22	31.66	26.44
Goldex	0.12	0.67	3.81	55.81	52

The static tests performed of the different tailings (Table 3.2) show most importantly that the Doyon material exhibited a clear acid-generating potential ($\text{NNP} = -107.09 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$), while the cover materials were non-acid-generating (Miller *et al.*, 1991). However, the residual sulfides inside the cover materials, 0.17%S and 0.12%S for the Westwood and Goldex tailings, respectively, may consume some oxygen, thus reducing the flux of oxygen reaching the reactive tailings (Bussière *et al.*, 2004; DemersBussiere, *et al.*, 2009a), but the acidity produced in the process should be neutralized by calcite dissolution.

In terms of grain size (Figure 3.3), Doyon tailings were comprised of approximately 72% silt-sized particles ($< 8 \times 10^{-2} \text{ mm}$) and 28% sand-sized particles ($8 \times 10^{-2} \text{ mm}$ to 2 mm). The Westwood tailings had a similarly fine composition, with approximately 82% silt-sized particles and 18% sand-sized particles. In contrast, the Goldex tailings were significantly coarser, with 27% silt-sized particles and finer and 73% sand-sized particles. Finally, the sand material was comprised of 2% silt-sized particles, 96% sand-sized particles, and 2% gravel-sized particles ($> 2 \text{ mm}$). The coefficients of uniformity ($C_u = D_{60}/D_{10}$) were 8.02, 10.12, 8.18, and 3.28 for the Doyon, Westwood,

and Goldex tailings, and the sand, respectively. The G_s values were 2.84, 2.79, 2.72, and 2.75 for the same materials.

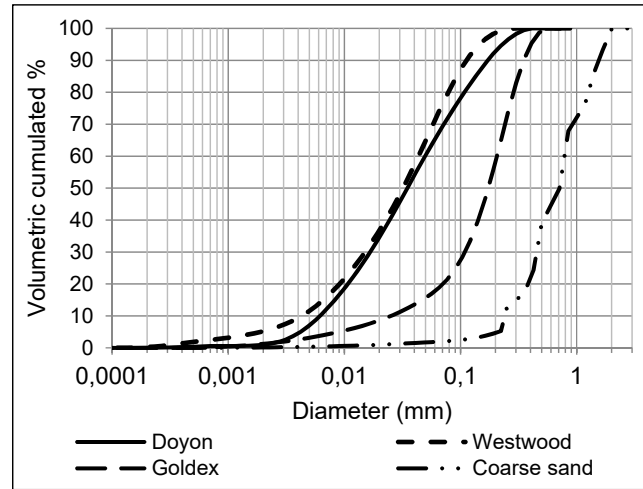


Figure 3.3 Grain-size distributions for the tested materials

Measured k_{sat} values were $1.4 \times 10^{-4} \text{ cm.s}^{-1}$ for the Doyon tailings ($n = 0.46$), $4.8 \times 10^{-5} \text{ cm.s}^{-1}$ for the Westwood tailings ($n = 0.42$), and $9.6 \times 10^{-4} \text{ cm.s}^{-1}$ for the Goldex tailings ($n = 0.42$). These results are consistent with predicted values calculated using the model proposed by Mbonimpa *et al.* (2002a) (1.9×10^{-4} , 4.9×10^{-5} , and $1.4 \times 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$). An estimated k_{sat} of $8.3 \times 10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ ($n = 0.40$) was also determined for the coarse sand using the same model. AEV deduced from the WRC (Figure 3.4) were 18 kPa, 20 kPa, and 5 kPa for the Doyon, Westwood, and Goldex tailings, respectively. The WRC and AEV are consistent with values predicted using the Modified Kovác (MK) model proposed by Aubertin *et al.* (2003); i.e., 17.8, 20.6, and 5.4 kPa, respectively.

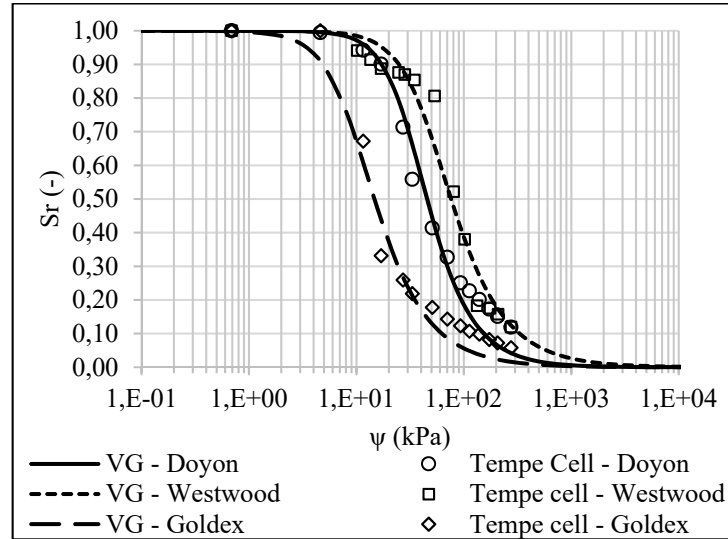


Figure 3.4 WRCs of Doyon, Westwood, and Goldex tailings fitted with VG model based on experimental data acquired with Tempe cells

3.5.2 Hydrogeological results

The hydrogeological data of the control columns, CO9 and CO10 (with water table at the cover-waste interface and 1 AEV below the interface, respectively), are not presented as figures but are discussed with Groups 1 and 2, respectively. In the following results, a tested scenario is considered efficient when the S_r value at position 3 remains $\geq 90\%$ at all time.

Columns with a water table at the cover/tailings interface

For each column in Group 1 (Figure 3.5), S_r measured in the sulfidic tailings (position 3) remained within the targeted S_r ($\geq 90\%$). This condition was also met in

the control column CO9 (not presented here), however its S_r fluctuated more between wetting-drainage cycles due to the absence of a cover.

The Westwood material used in CO1 and CO2 favored capillary rise, as observed from the nearly saturated conditions at position 2. In contrast, the Goldex material used in CO3 showed S_r values of about 70% at the same position. At position 1, this behavior was confirmed, with CO3 displaying S_r values around 11%, when CO1 and CO2 showed much higher S_r values of around 87% and 98%, respectively. The variation in S_r at the surface of both Westwood covers can be explained by the fact that position 1 in CO2 is 40 cm above the water table, whereas it is 90 cm above the water table in CO1. This observation was corroborated by the higher ψ values observed at position 1 in CO1 (~ 15 kPa) than in CO2 (8 to 12 kPa). These values are 5 to 6 kPa higher than suggested by the hydrostatic gradient. This offset is likely due to a certain suction exerted by evaporation at the surface of the covers. Nevertheless, the measured ψ values remain below the AEV (20 kPa) in the case of Westwood covers, which explains their nearly saturated state. In contrast, the AEV of the Goldex cover (5 kPa) was exceeded, thus causing a decrease in S_r . ψ at position 2 remained at 0 kPa in all cases, which approximately corresponds to the expected value.

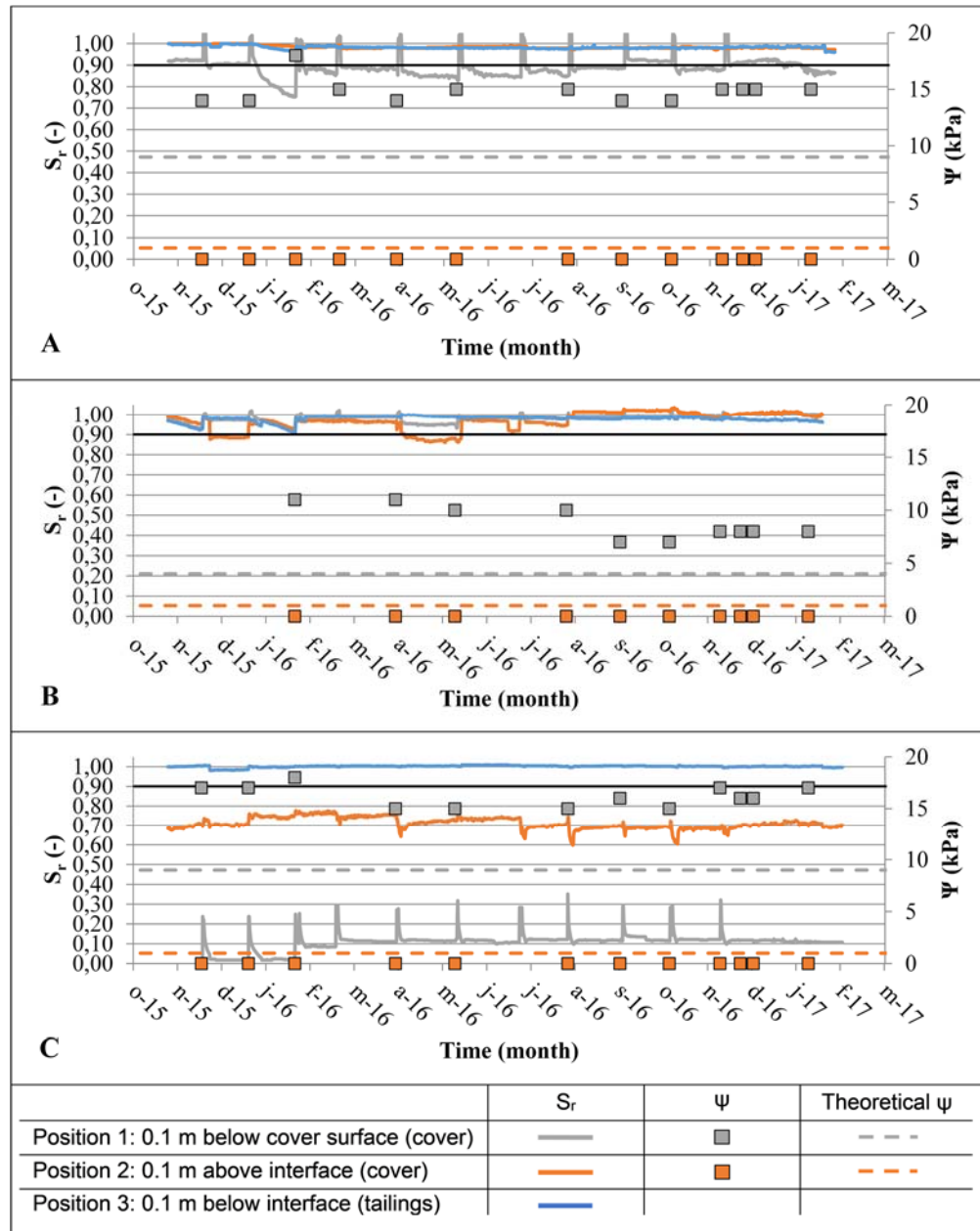


Figure 3.5 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO1 (cover: 1 m Westwood); B: CO2 (cover: 0.5 m Westwood); C: CO3 (cover: 1 m Goldex)

Columns with a water table at 1 AEV below the cover/tailings interface

The columns in Group 2 (CO4 and CO5; Figure 3.6) showed similar behaviors to one another with cover S_r values that fluctuated between 100 and 70% in both cases at position 1, and between 100 and 75% at position 2. Measurements in the sulfidic tailings (position 3) fluctuated in the lower part of the targeted S_r range ($\geq 90\%$) and decreased below it starting from May 2016 in the case of CO4 and October 2016 for CO5. The configuration of CO5 appeared somewhat more favorable, although it was constructed with a thinner cover than CO4. This slight difference could be explained by local heterogeneities in the porosity of Doyon material that were not avoided despite cautious material preparation, as well as by the precision of the θ sensors ($\approx 2\%$ according to constructor, with medium specific calibration).

The ψ measurements in both columns, although reasonably close to the theoretical hydrostatic equilibrium, showed a progressive increase. For CO4, ψ at position 1 reached values close to the estimated AEV in January and February 2017. S_r values decreased consequently.

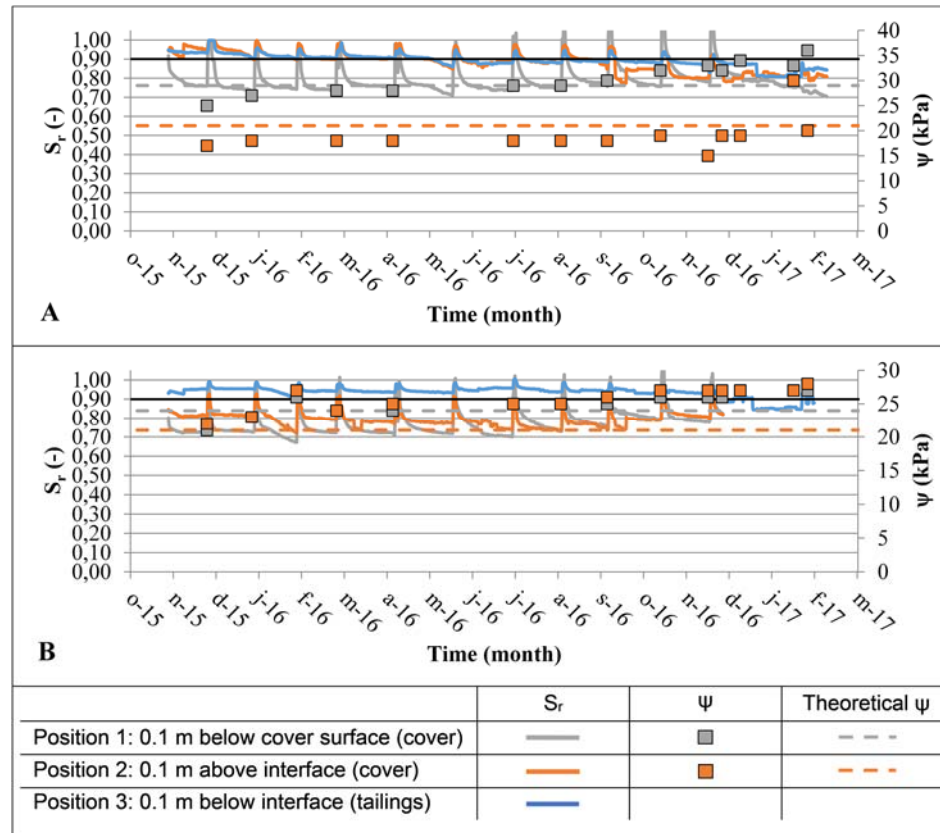


Figure 3.6 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO4 (cover: 1 m Westwood); B: CO5 (cover: 0.5 m Westwood)

Columns with a water table at $\frac{1}{2}$ AEV below the cover/tailings interface

Of the columns in Group 3 (CO6 to CO8; Figure 3.7), CO6 (1 m Goldex tailings) and CO7 (1 m Westwood tailings) permitted to maintain the S_r values within targeted values ($S_r \geq 90\%$), while CO8 (0.5 m Goldex tailings and 0.10 m sand) missed out by little ($S_r \approx 85\%$) (Figure 3.7C).

S_r monitored in both Goldex covers (CO6 and CO8) were fairly low. Between cycles, and after a few months of stabilization, the measured values in CO6 and CO8 are of approximately $S_r \approx 27\%$, and 21% , respectively at position 2, and of $11\text{-}16\%$ for CO6 at position 1. For reasons of failures of the θ sensor, the S_r signal at position 1 of CO8 is not presented in Figure 3.7C. However, a S_r of 19% was measured in that specific horizon during the dismantlement of the column. As for column CO7, it remained nearly saturated at position 3 ($S_r \approx 98\%$) as well as position 2 (S_r of $85\text{-}95\%$). S_r values at position 1 remained relatively high as well, with values of 76% and above.

Most measured ψ values were in agreement with the hydrostatic gradient, although there was occasionally a positive offset of a few kPa. An exception should however be noted with ψ values measured in CO8 at position 0, which were significantly higher than those measured for the other materials exposed at the surface. This difference could be caused by a capillary discontinuity created by differences in the grain sizes of the Goldex material and the overlying sand. This suggests that a coarse material layer can limit evaporation and prevent desaturation of the underlying material.

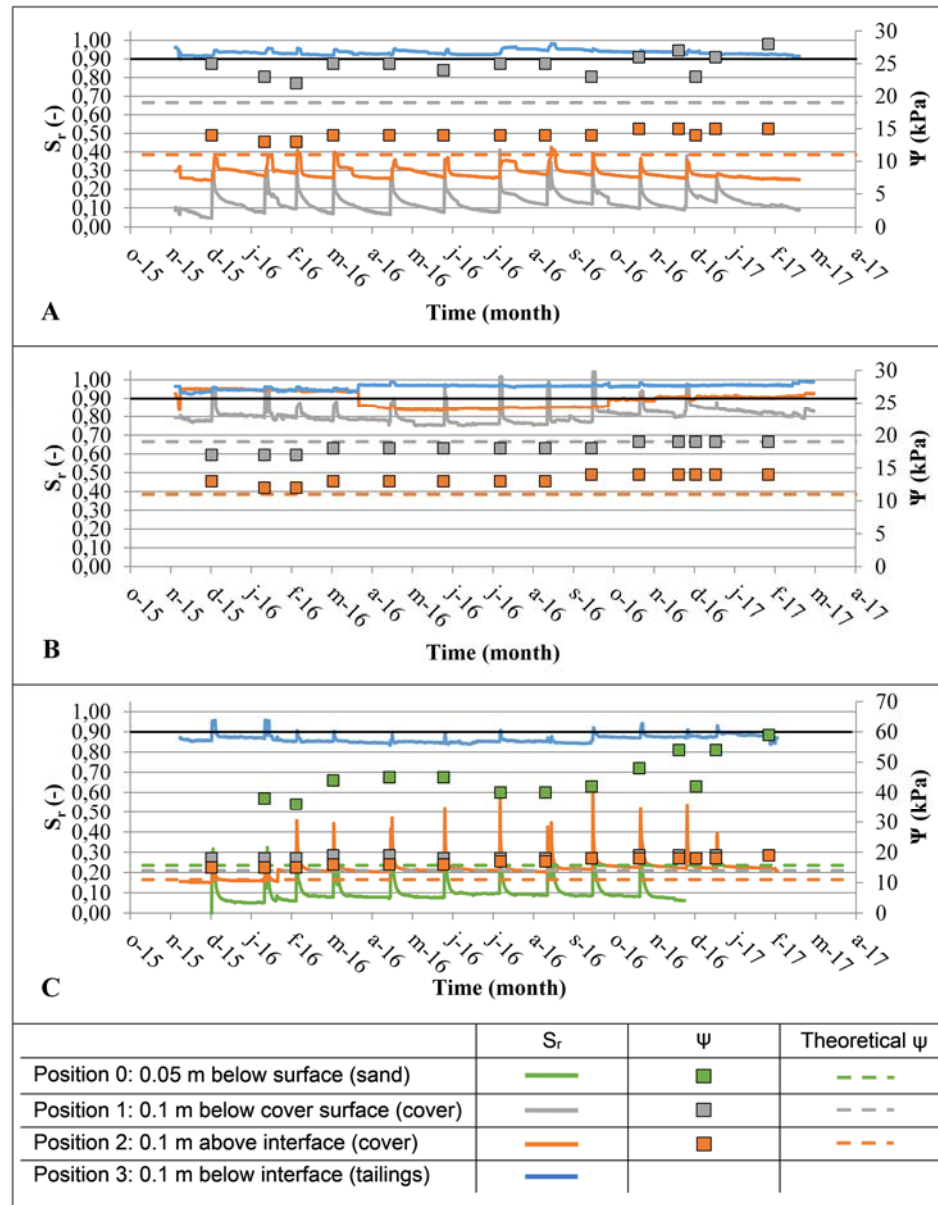


Figure 3.7 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: CO6 (cover: 1 m Goldex); B: CO7 (cover: 1 m Westwood); C: CO8 (cover: 0.5 m Goldex + 0.15 m gravel)

Field cells

Field cells (Figure 3.8) sometimes displayed S_r values that exceeded 100% of the measured porosity, especially at positions 2 and 3, which remained saturated throughout most of the test duration. Reductions in the S_r centered around July, were most likely due to changes in the temperature of the tailings (from 2.0 to 17.3°C in C1, 2.6 to 17.0°C in C2, and 0.6 to 21.2 °C in C3 between April and August (Or et Wraith, 1999)) rather than actual desaturation. Indeed, ψ values measured at position 2 and 3 were mostly negligible. An exception occurred in the case of C2 (EWT at 1 AEV below the cover/tailings interface), for which a S_r decrease of about 8% was observed during a short period in July. In the upper Goldex layer (position 1) of C1 and C2, S_r measurements were similar and varied with precipitation and evaporation events (from complete saturation in spring to ~ 48-50% in July). In contrast, C3 displayed very stable S_r values around 77-84% throughout the duration of the monitoring. This stability was most likely due to the sand layer, which prevented fluctuations by limiting evaporation. The S_r inside the sand layer (position 0) fluctuated significantly, displaying nearly saturated conditions following precipitation events and low saturations during evaporation periods.

In all field cells, ψ measured at the bottom and at the top of the cover were significantly lower than expected. This suggests that water accumulated at the bottom of the cells. Well points were installed in the spring of 2017 near the center of each cell and used to confirm the accumulation of water. Maximum water levels were recorded in October, at approximately 50 cm, 2 cm, and 0.3 m above the cover/tailings interface in C1, C2, and C3, respectively. The funnel shape of the cell, with a large water collection surface, and perhaps partial clogging at the entrance of the pipe, did not allow sufficient drainage to maintain the desired AEV. Nonetheless, this accumulation

of water also reveals that the Goldex material is a good material for limiting the evaporative flux, and was able to insure the existence of a positive water-budget over the summer.

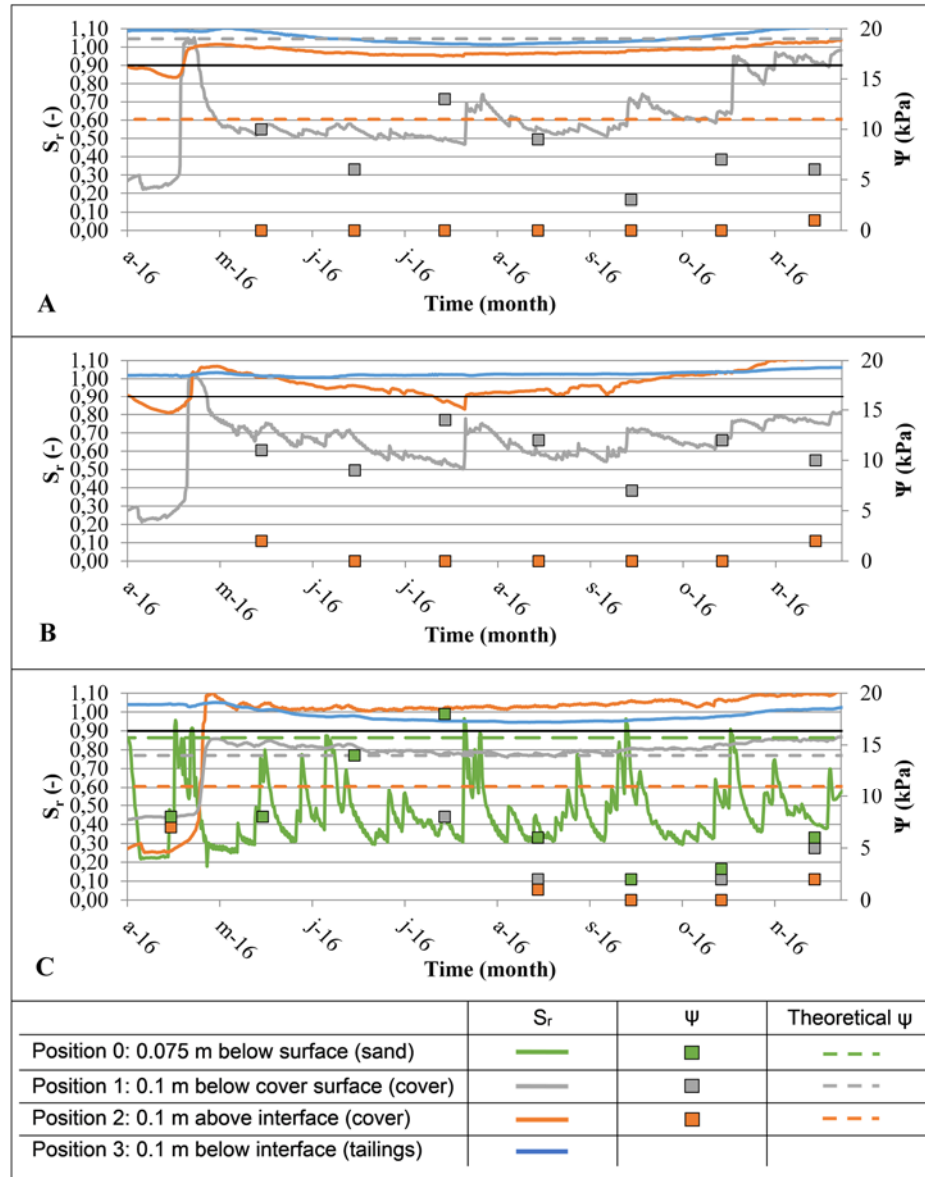


Figure 3.8 Graph of the variation of S_r and ψ over time – A: C1 (cover: 1 m Goldex, EWT: $\frac{1}{2}$ AEV); B: C2 (cover: 1 m Goldex; EWT: 1 AEV); C: C3 (cover: 0.5 m Goldex + 0.15 m gravel; EWT: $\frac{1}{2}$ AEV)

3.5.3 Oxygen fluxes

The accumulation of water at the bottom of the field cells partially compromised the acquisition of oxygen fluxes in the field. Fluxes obtained with OCT approach were negligible (i.e. below detection limit), and water was pumped instead of air in the tubes installed for assessment via the gradient method.

This section presents oxygen fluxes estimated in the laboratory columns. Each measurement was acquired just before wetting, when the S_r values were at their lowest. The following results correspond to data acquired during one specific campaign considered representative of the overall behaviour because the water content remained stable during the whole experiment.

Oxygen fluxes in the Doyon control columns, CO9 and CO10 (water tables set at the surface and 1 AEV below the surface, respectively), and in the cover materials CO11 and CO12 (Westwood and Goldex, respectively) were acquired using OCT only. Oxygen fluxes in columns CO1 to CO8 were obtained using both OCT and the oxygen gradient method (with concentrations monitored at positions 1 and 2).

For a given column, fluxes measured with OCT should be higher than those obtained at position 1, which in turn should be higher than those obtained at position 2. While OCT assess the oxygen consumed by the entire volume of material in the column, the fluxes obtained using the gradient method only evaluate the interval where the gradient is measured, thus excluding the oxygen consumed by the overlying material.

For both methods, precision ranges were obtained by propagation of the precision attached to each variables (displayed in Table 3.3) in the calculations. The precision

of the Teledyne O₂ sensor was estimated by measurement of the drift of the signal measured in an enclosed volume of air of constant oxygen content; the precision of the height of the air reservoir was determined according to the operator's judgement; the full scale (FS) accuracy of the Micro-GC was determined in the laboratory by performing multiple measurements of the same ambient air sample; the reading (RD) accuracy of the EC-5 θ sensor is provided by the manufacturer; and the porosity accuracy was determined from the difference measured between porosities acquired during construction, and dismantlement.

Table 3.3 Precision of the parameters for the calculation of oxygen fluxes

OCT	Teledyne O ₂ sensor	± 0.02 mV
	Air reservoir height	± 0.5 cm
Gradients	Micro-GC	$\pm 0.03\%$ FS
	EC-5 θ sensor	$\pm 2\%$ RD
	Porosity	± 0.01

The oxygen fluxes measured with OCTs for the Doyon tailings ranged from 19.9 to 37.4 mol.m⁻².yr⁻¹ for CO9 (EWT at the cover/tailings interface), and from 101.1 to 126.7 mol.m⁻².yr⁻¹ for CO10 (EWT at 1 AEV below the cover/tailings interface). As for control columns CO11 (Westwood only) and CO12 (Goldex only), they ranged from 0.6 to 16.2 mol.m⁻².yr⁻¹ and 1.4 to 17.1 mol.m⁻².yr⁻¹ respectively. Although comparable, despite the variable S_r of the two materials (84% and 32% for the Westwood and Goldex tailings, respectively), the error on the measurements is significant. The oxygen fluxes acquired through OCTs and the oxygen gradient method for the various reclamation scenarios (CO1 to CO8) are presented in the subsections below.

Columns with a water table at the cover/tailings interface

Two main trends can be observed in Figure 3.9 for the first group of columns (CO1, CO2, and CO3). In the case of columns CO1 and CO2, the high EWT allowed the fine Westwood tailings to remain mostly saturated, resulting in very low oxygen fluxes. The slightly higher fluxes measured in CO1 ($3.0 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$), with respect to CO2 ($< 0.1 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$), if of any relative significance could be explained by the fact that the cover in CO1 was thicker (1 m instead of 0.5 m), and the S_r values at its most superficial horizons were higher ($S_r \approx 100\%$ and 76% at position 1 for CO1 and CO2, respectively). Oxygen was consumed by the cover material itself (between positions 1 and 2), as demonstrated by the flux measured at position 1 being greater than that at position 2.

In contrast to the covers in CO1 and CO2, the coarser Goldex material in CO3, remained largely unsaturated ($S_r \approx 11\%$) and, therefore, allowed oxygen ingress into the system (OCT flux $\sim 38.3 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$). Because the underlying sulfidic tailings remained within the targeted range of saturation, a significant portion of the oxygen must have been consumed by the Goldex material. This was confirmed by the decrease in flux observed between positions 1 and 2 (26.4 and $16.5 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$, respectively). Nonetheless the relative error estimated for these values, especially at position 1, is significant. This is largely due to the low measured values (in comparison with the accuracy of the instrument) and the high magnitude of θ_a . Since these two parameters are multiplied in Fick's first law (Equation [3.1]), the result is particularly sensitive to even slight variations in the oxygen gradient. The same phenomenon was observed for all tests performed with the Goldex cover material.

The flux measured with the OCT for CO1 was less than the one measured with the oxygen gradient method at position 1. This observation appears to contradict the hypothesis that the cover material consumes oxygen. However, when this occurs, the error bars systematically overlap.

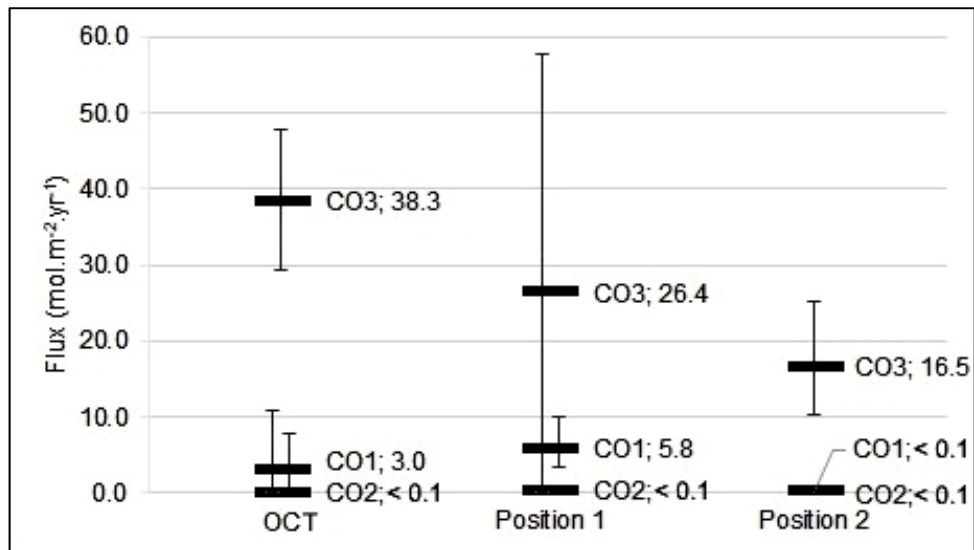


Figure 3.9 Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO1, CO2, and CO3

Columns with a water table at 1 AEV below the cover/tailings interface

As for CO1, and CO2, both columns in the second group (CO4 and CO5; Figure 3.10) were constructed with a Westwood cover and displayed similar results to one another, with for instance, OCT results ranging from 23.9 to 41.9 mol.m⁻².yr⁻¹ in the case of CO4 as compared to 19.7 to 37.3 mol.m⁻².yr⁻¹ for CO5. This observation is in agreement with the similar hydrogeological responses ($S_r \approx 73\%$ and 78% at position 1 for CO4 and CO5, respectively) (Figure 3.6). Additionally, the higher values of the OCT fluxes measured in CO4 and CO5 in comparison with the much lower fluxes acquired at position 1 (8.4 and 4.2 mol.m⁻².yr⁻¹ for CO4 and CO5, respectively) and position 2 (3.1 and 5.7 mol.m⁻².yr⁻¹ for CO4 and CO5, respectively) indicate that most of the oxygen was consumed near the cover surface, thus explaining incidentally, the similar OCT results despite the cover thickness difference (1.0 m in CO4 as opposed to 0.5 m in CO5). The relatively small fluxes (0.6 to 16.2 mol.m⁻².yr⁻¹) measured with OCT on CO11 (0.3 m of Westwood material) were likely due to a higher S_r (84%) than observed in CO4 and CO5 (74% and 71%, respectively).

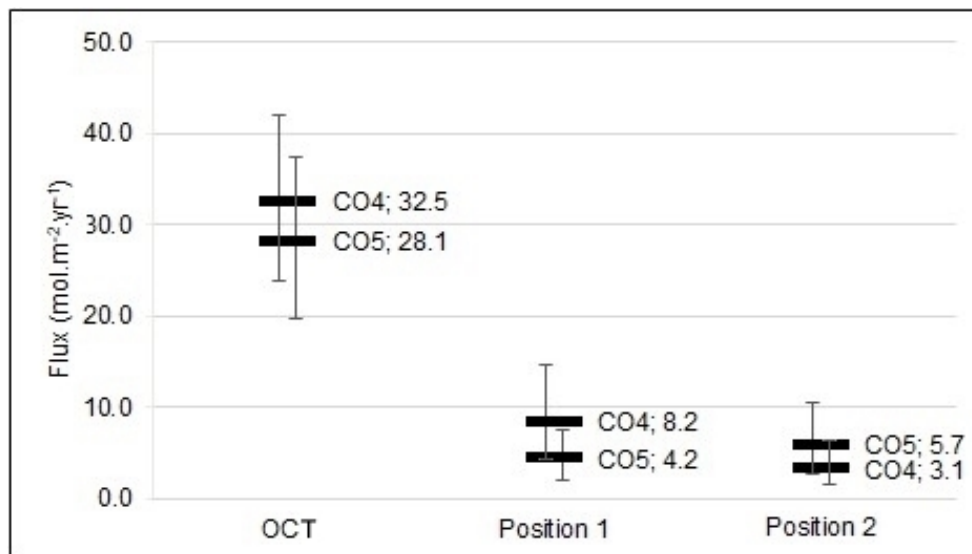


Figure 3.10 Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO4, and CO5

Columns with a water table at $\frac{1}{2}$ AEV below the cover/tailings interface

Despite the fluxes measured with OCT for each column in Group 3 (CO6 to CO8; Figure 3.11) being similar, those obtained with the oxygen gradient method near the base of the cover appear greater for columns covered with Goldex material (CO6 and CO8) than for the one covered with Westwood material (CO7) (31.1 and 14.1, as opposed to $< 0.1 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$), even though in the case of CO8, the amplitude of the precision bar (which attains the null value at its lower extremity) reaches CO7. This trend, however, is most likely due to the lower AEV of the Goldex material and the consequently low S_r values observed under the experimental conditions (11% and 19% at position 1 of CO6 and CO8, respectively). As observed in the other tests, and all other factors being equal, CO6, which had a thicker cover than CO8, displayed a slightly higher flux range at position 1 (from 27.6 to 99.7 versus 0.0 to

74.0 mol.m⁻².yr⁻¹), most likely due to consumption by the cover material itself. Both of these values are, however, greater than the OCT flux measured in the control column, CO12 (8.9 mol.m⁻².yr⁻¹), which contained 0.3 m of Goldex material alone. The OCT flux for CO6 happened to be lower than fluxes measured at positions 1 and 2 with the oxygen gradient method. However, error bars on these measurements consistently overlapped.

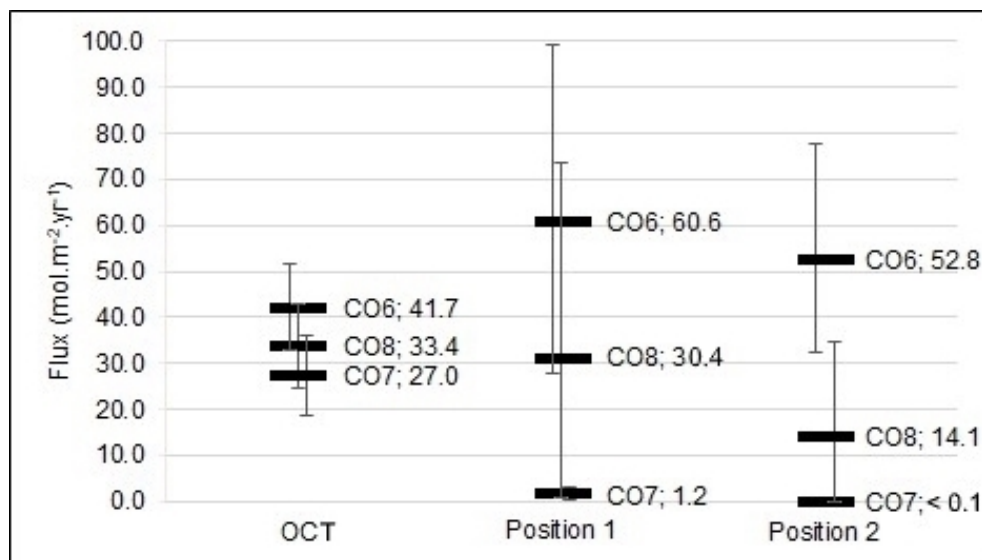


Figure 3.11 Oxygen fluxes calculated from OCT and the oxygen gradient method (at positions 1 and 2) in CO6, CO7, and CO8

3.6 Discussion

Table 3.4 presents a summary of the results of oxygen flux measurements. The first column indicates whether the 90% S_r target in the Doyon tailings was maintained for the majority of the testing period. The second and third columns present estimations of flux reduction percentages for each reclamation scenario in comparison with the

control column CO10 (EWT 1 AEV below the cover/tailings interface; OCT flux $\approx 107.9 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$).

Table 3.4 Summary of S_r target results, and oxygen flux reductions (compared to control test CO10: EWT 1 AEV below the cover/tailings interface; OCT flux = $107.9 \text{ mol.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$)

Test #	S_r target achieved	Oxygen flux reduction (OCT) (%)	Oxygen flux reduction (Position 2) (%)
CO1	Yes	97.2	100
CO2	Yes	100	100
CO3	Yes	64.5	85.5
CO4	No	65.2	97.1
CO5	No	74	94.7
CO6	Yes	61.4	51.1
CO7	Yes	75	100
CO8	No	69	86.9
CO9	Yes	75.3	N.A.
C1	Yes	100	N.A.
C2	Yes	100	N.A.
C3	Yes	100	N.A.

The parameter that most influenced the S_r of the reactive tailings was the level at which the EWT was set (Table 3.4). Among all column tests, only those with a water table at 1 AEV below the cover/tailings interface consistently failed to maintain the required saturation in the sulfidic tailings throughout the test duration.

The coarse Goldex tailings used in CO3, CO6, and CO8 did not favor capillary rise as much as the Westwood tailings, although high S_r values were maintained in the

underlying reactive tailings. Among the columns constructed with Goldex tailings, only CO8 (EWT $\frac{1}{2}$ AEV below the cover/tailings interface) showed S_r below 90% in the Doyon tailings; however, the minimum value was $\sim 85\%$, which was fairly close to the target. In such cases, chemical analyses of the leachates would allow for further interpretations regarding the performance of the system. The field cells (which despite a design that didn't provide sufficient drainage to allow the simulation of the desired EWT levels), revealed that the Goldex material was able to control evaporation and maintain the reactive tailings saturated under natural conditions over the monitored period.

Columns with covers constructed from Westwood tailings reduced oxygen fluxes more effectively than those covered with Goldex tailings. The OCT performed on each column did not discriminate between the oxygen consumed by the cover and by the underlying Doyon tailings. Moreover, since the S_r values achieved in the Westwood covers were significantly greater than in the Goldex covers, the portion of the flux consumed by the cover itself should have been much greater in the Goldex covers. This can be observed in the case of CO3, for which the OCT flux was greater than in the control column CO9. This observation agrees with the results of numerical simulations presented in Ethier (2018), which show that the slight reactivity of the cover tailings is enough to consume most of the flux entering at the surface.

The oxygen reductions at position 2 are greater in comparison with OCT, (except for CO6 for which the relative inaccuracy of the measurements could have caused counterintuitive results). The Westwood covers were able to significantly limit oxygen migration even at low water table levels (e.g. 94.7% reduction in the case of CO5, which constituted least favorable scenario, EWT 1 AEV below interface; 0.5 m cover). In contrast, the Goldex covers were less effective at reducing oxygen fluxes; for

example, 51.1% and 86.7 % reductions were observed at position 2 for CO6 and CO8, respectively.

Equation [3.6] was developed by Mbonimpa *et al.* (2003) to estimate the oxygen flux $F_{sR,L}$ reaching the bottom of multilayer oxygen barrier covers. Its application in the case of monolayer covers was investigated using the results obtained in this study.

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \quad [3.6]$$

Where L is the thickness of the layer, and $F_{s,L}$ (with $F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L}$) corresponds to the flux at the base of the cover regardless of oxygen consumption by the cover itself), for oxygen concentration at the base of the cover, $C_L = 0$. The bulk reaction rate coefficient ($k_r^* = \frac{k_r}{\theta_{eq}}$) is estimated via an empirical formula (Equation [3.7]):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad [3.7]$$

Where C_p and K' are the pyrite content and coefficient of reactivity (with $K' \approx 15.8 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$), respectively; and D_H is a grain-size distribution parameter (Aubertin *et al.*, 1998) defined by Equation [3.8].

$$D_H = [1 + 1.17 \log(C_u)] D_{10} \quad [3.8]$$

The boundary conditions specify that oxygen concentration below the cover is null, since it is consumed rapidly by the reactive tailings. This hypothesis remains valid for EWT systems, as long as the material that constitutes the cover favors capillary rise. This is the case of Westwood (tests # CO1, CO2, CO4, CO5, and CO7), which presented a high AEV, and consequently, an important S_r and low D_e ($2.1 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ in average) throughout the test. A K_r value of $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ (determined via Equation [3.7]) was used to estimate the flux reaching the bottom of Westwood covers.

However, for a coarser material such as Goldex (tests # CO3, CO6, and CO8), which showed significantly higher D_e ($3.0 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ in average), the condition was no longer respected. Indeed, a cover made of coarse material acts as an evaporation barrier, and not an oxygen barrier. In order to validate the experimental fluxes obtained for columns set up with Goldex covers, a chemical approach based on the sulfate concentration of the leachates (Elberling *et al.*, 1994) is favored.

Theoretical fluxes ($F_{th., L}$) obtained at the base of Westwood covers ($< 0.1 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ in every case) are in good agreement with the experimental ones obtained with the gradient method ($F_{exp., \text{ position 2}}$) (up to $5.7 \text{ mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ in the least favorable case of CO5) (Table 3.5). Concerning Goldex columns, results provided by the sulfate method (F_s), although slightly lower, are of similar amplitude as the ones given with OCT tests (F_{OCT}). This inferiority could be attributed to the relative inaccuracy of the OCT and/or to partial precipitation, within the column, of sulfates resulting from the oxidation of pyrite.

Table 3.5 Oxygen fluxes at the cover base acquired via theoretical calculations ($F_{th., L}$), and the oxygen gradient method ($F_{exp., position 2}$)

Test # (Westwood)	$F_{th., L}$ (mol.m ² .yr ⁻¹)	$F_{exp., position 2}$ (mol.m ² .yr ⁻¹)
CO1	<0.1	<0.1
CO2	<0.1	<0.1
CO4	<0.1	3.1
CO5	<0.1	5.7
CO7	<0.1	<0.1
Test # (Goldex)	$F_{th., S}$ (mol.m ² .yr ⁻¹)	F_{OCT} (mol.m ² .yr ⁻¹)
CO3	30.4	38.3
CO6	29.5	41.7
CO8	28.5	33.4

Further chemical analyses of leachates and weathered materials (upon column dismantlement) should provide more information on the performance of evaporation barriers made of materials such as Goldex in the prevention of acid mine drainage from reactive tailings. These results will be presented in another publication (Chapter 4).

The sand layer installed on top of CO8 did not show significant effects under laboratory conditions. However, it had a clear buffering effect in the case of field cell C3, for which the S_r at the surface of Goldex tailings fluctuated much less than for the other cells. The effect of such a layer is more obvious during intense evaporation events with direct influence from the sun. Nevertheless, the significantly higher ψ values measured in the coarse sand layer of CO8, as compared to those suggested by a theoretical hydrostatic equilibrium, implies the existence of a capillary discontinuity between the sand and underlying Goldex material. This may prevent water from rising into the coarse sand, thus limiting evaporation. A k_{sat} difference of three orders of

magnitude is generally considered necessary to create a capillary break that can stop the downward movement of water, such as in CCBE (Bussière *et al.*, 2007). Even if this difference was not quite met here (4.4×10^{-4} and 8.3×10^{-2} cm.s⁻¹ for the Goldex tailings and the coarse gravel, respectively), it appears that there was a sufficient contrast to limit upward water movement.

Table 3.6 compares the fluxes obtained in the present study and those presented in the literature (using various methods and types of covers). This summary reveals that the values obtained in this study are of comparable magnitude to those in the literature.

Table 3.6. Summary of related studies with corresponding oxygen flux ranges, type of cover used, and flux determination method

Authors	Cover type	Determination method	Flux Value (mol.m ⁻² .yr ⁻¹)
Bussière et al. (2004)	CCBE, inert silt	OC	40
Demers et al. (2008)	EWT, desulfurized silt	OC/Gradient	2.0 - 54.0
Ouangrawa et al. (2009)	EWT, Inert sand	OC	1.0 - 14.6
Pabst et al. (2011)	EWT, inert silt	Numerical	0.6 - 31.6
Ethier et al. (2018)	EWT, Inert silt	Numerical	1.3×10^{-2} - 2.2
This study	EWT, desulfurized silt	OC/Gradient	<0.1 - 32.5

3.7 Conclusions and Future work

Empirical experiments, including twelve laboratory column tests and three field cell tests, were conducted in order to evaluate the effectiveness of a monolayer cover made of low-sulfide material in the reclamation of TSF2 and TSF3 at the Doyon-Westwood mine. The effects of cover thickness, grain-size distribution, water table level, and presence of a sandy cap layer were assessed using hydrogeological and oxygen flux data.

The results of these tests showed that the parameter that had the most influence on the saturation of the reactive tailings was the water table level. Tests with a water table at 1 AEV below the cover/tailings interface failed to maintain the sulfidic tailings at the targeted saturation level by the end of the testing period. It appears that the coarse Goldex tailings used in columns CO3, CO6, and CO8, and in the field cells, maintained high saturations in the underlying sulfidic tailings by limiting capillary rise and evaporation. Among the columns with Goldex tailings as a cover material, only CO8 (with a water table at $\frac{1}{2}$ AEV below the cover/tailings interface) showed a drop in S_r below 90% in the reactive tailings. However, the S_r was always maintained above 85%.

The sandy anti-evaporation layer did not show much effect under laboratory conditions (CO8). However, in the field cell, C3, which was exposed to direct influence of the sun, it had a clear buffering effect on S_r fluctuations at the surface of the Goldex cover material as compared to other cells.

Oxygen fluxes measured with OCT and the oxygen gradient method showed that, although the EWT level is important, the grain-size distribution of the cover material is also a significant parameter for preventing oxygen ingress into the cover. The higher

flux measured on columns with a Goldex cover ($52.8 \text{ mol.m}^{-2}\text{.yr}^{-1}$ in CO6 at position 2, as compared to $< 0.01 \text{ mol.m}^{-2}\text{.yr}^{-1}$ in CO7 at position 2) was most likely caused by consumption of oxygen by the residual sulfides in the cover material itself. Indeed, considering that the S_r values of the reactive tailings remained within the targeted saturation level, their oxidation must have significantly been impeded.

The accumulation of water at the bottom of the field cells, due to their funnel shape, and insufficient drainage, was a serious problem for the experimental evaluation of monolayer covers with an EWT at the intermediate field scale. A solution to investigate would be to design a more potent drainage system. Despite this issue, the accumulation of water also denoted the ability of Goldex materials to maintain a positive water-budget throughout the monitoring period. This is going along the line with the goal that must be achieved by such cover system.

Additional investigations were performed to better understand the influence of the considered design parameters on the efficiency of the reclamation techniques described in this study. Geochemical and mineralogical investigations will be presented in chapter 4. The results presented here confirm the effectiveness of the reclamation technique under the tested conditions, especially when the Westwood material is used to construct the cover and the EWT is set half an AEV below the cover/tailings interface or above.

3.8 Acknowledgements

Financial support for this study was provided by the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation and the NSERC-FRQNT BMP scholarship. The authors would like to thank the Westwood – IAMGOLD partners, URSTM technicians, and the Goldex - Agnico Eagle team for their collaboration. The authors also thank Claudia Grondin and Maxence C. Belisle-Couture for their assistance in the laboratory, and Gary Schudel for assistance in preparing the manuscript.

CHAPITRE IV

A GEOCHEMICAL EVALUATION OF A MONOLAYER COVER WITH ELEVATED WATER TABLE FOR THE RECLAMATION OF DOYON- WESTWOOD TAILINGS PONDS

4.1 Préambule

Le premier article (Chapitre 3) était essentiellement consacré au suivi des aspects hydrogéologiques ainsi qu'à la caractérisation physique de la diffusion de l'oxygène menés dans le cadre des essais en colonne de laboratoire et des cellules de terrain. Ce second article décrit quant à lui les résultats des mesures de qualité chimique des lixiviats collectés à l'occasion des rinçages hebdomadaires réalisés sur différentes colonnes et entreprend un diagnostic des risques possibles de contamination de l'effluent minier post-restauration. Il approfondit également la caractérisation chimique et minéralogiques des différents résidus étudiés et décrit l'évolution géochimique qu'ils ont subi durant l'essai. Il s'attarde notamment sur la capacité des sulfures résiduels présents dans les recouvrements à consommer une partie du flux d'oxygène. À cause de la valeur élevée des pH mesurés sur les lixiviats des cellules expérimentales (voir Annexe B) celles-ci n'ont pas été exploitées dans cet article.

Cet article a été soumis à la revue Environmental Earth Sciences, et est accepté avec corrections, les corrections sont en cours.

RÉSUMÉ

L'oxydation des sulfures présents dans les résidus miniers peut conduire à la production d'acide et la propagation de divers contaminants dans l'environnement. Pour les sites miniers affectés par un climat humide tels que le mine Doyon-Westwood, Abitibi, Québec, l'approche généralement admise vise à utiliser la propriété de faible diffusivité des gaz dans l'eau afin de contrôler le flux d'oxygène en direction des résidus. Une technique de plus en plus commune consiste à combiner un contrôle du niveau de la nappe phréatique, et l'emploi judicieux d'un recouvrement monocouche. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'effet des paramètres de conception tels que la granulométrie et l'épaisseur du recouvrement, la présence d'une couche anti-évaporation, et le niveau de la nappe phréatique sur la performance de la technique, et à évaluer la consommation à long terme de l'oxygène par les sulfures résiduels du recouvrement. Douze colonnes de laboratoire reproduisant des recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés placés sur des résidus réactifs ont été soumises à des rinçages hebdomadaires et suivies sur plus d'un an avant d'être démantelées. Des analyses chimiques ont été réalisées sur les lixiviats et les différents matériaux ont été employées afin de caractériser et d'extrapoler l'évolution de la qualité d'eau et du mouvement de l'oxygène dans le système. Les résultats ont montré que le niveau de la nappe phréatique était le paramètre de conception le plus essentiel. De plus, il apparaît que bien que les sulfures résiduels des recouvrements aient consommé l'essentiel du flux d'oxygène, cet avantage ne peut être qu'éphémère (jusqu'à 4,7 ans).

Mots-clés : drainage minier acide, drainage neutre contaminé recouvrements monocouches, nappe phréatique surélevée, résidus faiblement sulfureux

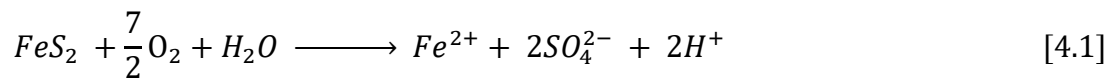
ABSTRACT

The oxidation of sulfides present in mine tailings may lead to acid generation, and propagation in the environment of various contaminants. For mine sites affected by humid climate such as Doyon-Westwood mine, Abitibi, Quebec, the generally admitted approach for the inhibition acid mine drainage (AMD) consists in using the property of low gas-diffusivity of water in order to control the oxygen flux reaching the tailings. A growingly considered technique is a combined approach of water table level control, and judicious use of a monolayer cover. The objective of the study is to evaluate the effect of design parameters such as cover material grain size and thickness, presence of an anti-evaporation layer, and water table level, on the performance of the technique, and evaluate the long-term oxygen consumption by the low sulfide cover material. Twelve laboratory columns replicating a monolayer cover made of desulfurized tailings placed over reactive tailings were subjected to monthly wetting-drainage cycles, and monitored for over a year before being dismantled. Materials and leachates chemical analyses were used to characterize and extrapolate the evolution of water quality, and oxygen movement into the system. Results revealed that water table level is the essential design parameter. Furthermore, it appears that although residual sulfides from the cover consumed most of the oxygen flux, this advantage is of short duration (up to 4.7 years).

Keywords: Acid mine drainage, Neutral mine drainage, Monolayer covers, Elevated water table, Low-sulfide tailings

4.2 Introduction

The exposition to atmospheric conditions of sulfide-rich waste produced by mining operations may cause the generation of acid mine drainage (AMD). As shown in Equation [4.1] the direct oxidation of each mole of pyrite (the predominant sulfidic mineral in this study) induces the liberation of two moles of acid, one mole of sulfate and one mole of ferrous iron (INAP, 2009; SRK, 1989).



The effluent produced is thus characterized by low pH, and a high electrical conductivity due to significant concentration in sulfate, iron, and various additional metallic elements originating from other minerals unstable at low pH (Lottermoser, 2007). The development of AMD implies serious consequences on water quality and therefore constitutes a threat to surrounding ecosystems.

Under humid climatic conditions such as in Abitibi Québec, the low-diffusivity of oxygen in water compared to that in air (respectively $2.5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, and $1.8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ at 22°C), can advantageously be used to insulate the reactive tailings from oxygen (Aubertin *et al.*, 1997; MEND, 1997). The monolayer cover combined with elevated water table system constitutes a promising alternative to covers with capillary barrier effect which require complex engineering, and often important volumes of borrowed materials (Bussière *et al.*, 2006), and to water covers which applicability has been reconsidered due to stability concerns caused by the presence of free water (MAC, 2017).

The sulfidic tailings are deposited in ponds with impervious foundations, and/or favorable topography to maintain an elevated water table (EWT) at a height sufficient to maintain a high degree of saturation (S_r) in the tailings at all time. A cover layer is deposited over the tailings to guarantee their physical stability, protect them from evaporation, and ideally relay capillary rise to constitute a zone of low oxygen diffusion above the sulfidic tailings (Demers *et al.*, 2008; Ouangrawa *et al.*, 2010). Indeed, the equivalent diffusion coefficient (D_e) of a material at a S_r of 85-90% is practically equivalent to the diffusion coefficient of oxygen in water (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003). Experimental studies conducted mainly in laboratory (Demers *et al.*, 2008; Demers *et al.*, 2009a; Ouangrawa *et al.*, 2009; Pabst *et al.*, 2011, 2014), but also in the field (Ethier *et al.*, 2018), although not numerous, showed the pre-eminence (among other design parameters) of the EWT position on the performance of the system. The cover plays a role as well, and tends to display different behaviour depending on the grain size of the selected material. Indeed, a fine material will favor capillary rise, and therefore constitute an oxygen barrier, whereas a coarser cover will limit evaporation, and thereby reinforce the control on the EWT level (Pabst *et al.*, 2014).

Moreover, with growing environmental constraints, a new conception of mine waste management has progressively emerged in the industry, which aims to integrate closure planning into every step of the mine life cycle (Benzaazoua *et al.*, 2008; Broadhurst *et al.*, 2018). In agreement with that general trend, IAMGOLD corp. operating the Doyon-Westwood site (40 km East of Rouyn-Noranda, Québec, Canada), has opted on using tailings desulfurized via a flotation circuit to constitute the cover for the tailings ponds (Benzaazoua *et al.*, 2008; Benzaazoua *et al.*, 2000; Bussière *et al.*, 1995). Once free of most of their sulfides, the desulfurized tailings

AMD generation potential is reduced significantly, particularly when neutralizing minerals such as carbonates are present.

The use of desulfurized tailings to constitute the cover brings several advantages such as: saving significant transportation costs (especially if deposited hydraulically), or the prevention of further environmental damages associated with extraction of a natural material. In addition, the existence of residual sulfides inside the cover material was shown to induce temporary consumption of oxygen diffusing through the cover, thus reducing the flux that reaches the surface of the underlying tailings; the acidity produced in the process being instantly neutralized by neutralizing minerals. Although identified in multiple occasions (Bois *et al.*, 2004; Demers *et al.*, 2009a; Mbonimpa *et al.*, 2011) the kinetic of the phenomenon was never thoroughly investigated, as far as the authors knowledge goes.

Moreover, for recycled tailings to constitute a proper alternative to a natural material in the elaboration of a geotechnical cover, they should not constitute by themselves a potential source of pollution. Beside the above-mentioned risk of AMD, the potential for contaminated neutral drainage (CND) (from both the cover material and the tailings), should be evaluated when planning the reclamation of tailings ponds. CND can be the result of the mitigation of AMD by the tailings neutralization potential (Plante *et al.*, 2011), or due to mobilization of contaminants soluble at neutral pH. A need for research concerning the geochemical behaviour of such systems is important, especially in the case of covers made of desulfurized tailings, which may be more at risks of CND.

This paper presents a parametric study based on the monitoring of twelve experimental columns (including eight restauration scenarios, and four control tests) for up to

thirteen monthly wetting-drainage cycles. The objective is to evaluate the influence of the cover thickness, EWT level, and cover grain size, on the leachate quality and geochemical kinetic behaviour of the systems. An emphasis is made on the long-term mobility of precursor elements of AMD (S, Ca), and their depletion inside the various cover systems, as well as the ones that constitute a risk of CND (Fe, and Zn). This study relates to the column tests described in chapter 3, and in which the focus was made on hydrogeological behaviour, and oxygen fluxes assessment.

4.3 Materials and methods

Four different materials were sampled: (1) sulfidic tailings from the Doyon mine site; (2) fresh tailings from the Westwood mine and desulfurized at UQAT laboratory; (3) low-sulfide tailings from Goldex mine; (4) sand from a nearby alluvial deposit. Both low-sulfide tailings from Westwood and Goldex were used as cover material over Doyon sulfidic tailings. Alluvial sand was used as evaporation barrier in one selected scenario.

4.3.1 Physical and hydrogeological characterization

The three tailings were subjected to physical and hydrogeological characterization, as well as mineralogical and chemical analyses. The alluvial sand was considered inert, and therefore only underwent physical characterization. Grain size distribution was obtained using laser diffraction analyser (Malvern Mastersizer), and a sieving protocol (ASTM Standard E 11-04) for sand particles above 400 μm . Specific gravity (G_s) was obtained using a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330; ASTM standard D854-91). Saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) values were determined using rigid-wall permeameter and ASTM Standard D5856-15 protocol, whereas water retention

curves (WRC) were drawn with van Genuchten fitting model (van Genuchten, 1980; Yates *et al.*, 1992) based on measurements acquired with pressure cells (Tempe cells) according to ASTM standard D6836-16. Finally, air entry values (AEV) were obtained from these WRC using Fredlund et Xing (2004) two-tangent method.

After completion of the column tests (up to 13 months), the columns were dismantled in layers of 10 cm. Each sample was immediately weighted using an electronic scale (METTLER TOLEDO PM4800), and put in a 60°C oven to dry for 48 to 72h before being weighed again, in order to determine gravimetric and volumetric water content (indirectly using mass-volume relationships). Every batch was homogenized and subjected to chemical and quantitative mineralogical characterization. Chemical characterization included Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES, Perkin-Elmer) analyses with complete digestion in HNO₃/Br₂/HF/HCl, and X-Ray fluorescence (Handheld X-RF Thermo Niton XL3t 900SHE). In a general manner, ICP-AES measurements were favored over X-RF, the latter being used mainly for elements inaccessible for the former, such as silicon and phosphorus. Total sulfur and carbon were determined using Eltra Carbon-Sulfur induction furnace. Characterization of major minerals was conducted with X-ray diffraction (X-RD Bruker D8 Advance) using the quantitative Rietveld method with Bruker's TOPAS 4.2 software (Young, 1995). For finer interpretation, scanning electron microscopy (SEM, Hitachi S-3500N) was used. A mineralogical reconciliation was performed for more precise quantitative assessment of the mineralogical composition (Bouzahzah *et al.*, 2008). This approach was used to determine eventual tendencies in terms of depletion or enrichment of specific horizons of the column systems after kinetic testing and compared with the initial material

4.3.2 Experimental set up

Twelve experimental columns were set up in this study. Among them, eight columns (CO1 to CO8) were designed to evaluate the performance of different cover systems. The parameters tested are: (1) EWT level: at the interface between sulfidic tailings and cover; $\frac{1}{2}$ AEV (of Doyon tailings) below interface; and 1 AEV below interface; (2) type of cover material: low-sulfide fine tailings from Westwood, and coarser tailings from Goldex; (3) cover thickness: 50 cm or 100 cm; (4) presence of an anti-evaporation barrier, made of 10 cm of alluvial sand. The parametric setting of the eight scenarios is summarized in Table 4.1.

Table 4.1 Parametric setting of laboratory experiments

Test #	Cover material	Cover thickness	EWT level
CO1	Westwood	100 cm	Interface
CO2	Westwood	50 cm	Interface
CO3	Goldex	100 cm	Interface
CO4	Westwood	100 cm	1 AEV
CO5	Westwood	50 cm	1 AEV
CO6	Goldex	100 cm	½ AEV
CO7	Westwood	100 cm	½ AEV
CO8	Goldex + alluvial sand	50 + 10 cm	½ AEV

Furthermore, four additional control columns (CO9 to CO12) were set up to assess the behaviour of each different tailings by itself: 30 cm of Doyon sulfidic tailings for CO9 and CO10 (with EWT set at interface and 1 AEV, respectively), and 30 cm of Westwood or Goldex low-sulfide tailings for CO11 and CO12 respectively. At the top of the column, a free space of 10 cm was secured in order to perform monthly wetting-drainage cycles. Column internal diameter was 14 cm, and the height was 90 cm (50 cm cover), 100 cm (50 cm cover + 10 anti-evaporation over-layer), or 140 cm (100 cm cover), depending on the scenario, and 40 cm for the control columns. The different materials were deposited and compacted with the same method in order to obtain a target porosity of 0.40 (typical value for consolidated tailings; Bussière *et al.* (2007)). Nevertheless, the various types of material and moisture content at the moment of deposition introduced some porosity variations. Porosity measurements realized every 10 cm on all materials, both at construction and dismantlement, ranged from 0.40 to 0.46.

The EWT was set by maintaining a constant water level inside a reservoir connected to the base of the column by a flexible tube. A saturated ceramic plate was inserted

inside the base of the column to ensure suction continuity. EWT level of CO9 and CO10 were set at the surface of Doyon material, and 1 AEV below surface, respectively. For CO11 and CO12, the EWT level was set so that the volumetric water content (θ) in the material reflects approximately the one measured at the base of CO6 and CO7 covers (tests set up with EWT $\frac{1}{2}$ AEV below interface).

Every four weeks, wetting-drainage episodes were performed in order to simulate the leaching by rain water of a tailings impoundment. 2L of deionized water were added at the top and percolated through the system to gather soluble elements from inside the column. The flexible tube was disconnected from the EWT reservoir to allow the collection of leachates. Drainage lasted up to five days. Once completed, the volume of collected water was measured, along with pH and conductivity using a Oakton PCS Testr 35 sensor, and Eh with Oakton ORP Testr 10 sensor. A sample of water was then submitted to ICP-AES to obtain its dissolved metal composition.

θ was monitored using EC-5 (METER Group, Inc.) sensors installed at different positions (see Figure 4.1), and connected to METER Em50 data loggers. Raw data were corrected via medium-specific calibration (accuracy: $\pm 2\%$). Suction sensors (Watermark 200SS) were also installed at the same positions inside the covers. Data were acquired manually using a digital reader (Watermark Sensor Digital Reader 6455).

Finally, oxygen fluxes were assessed with two different approaches (Elberling *et al.*, 1994): (1) the oxygen gradient method, performed by analysing with Agilent micro-chromatograph (Micro-GC) (10 mL) air samples collected via septums installed on either sides of θ sensors at position 1 and 2; (2) oxygen consumption tests, realized

inside in the free interval at the top of the column, by installation of a cap equipped with an oxygen sensor (Teledyne ClassR-17MED).

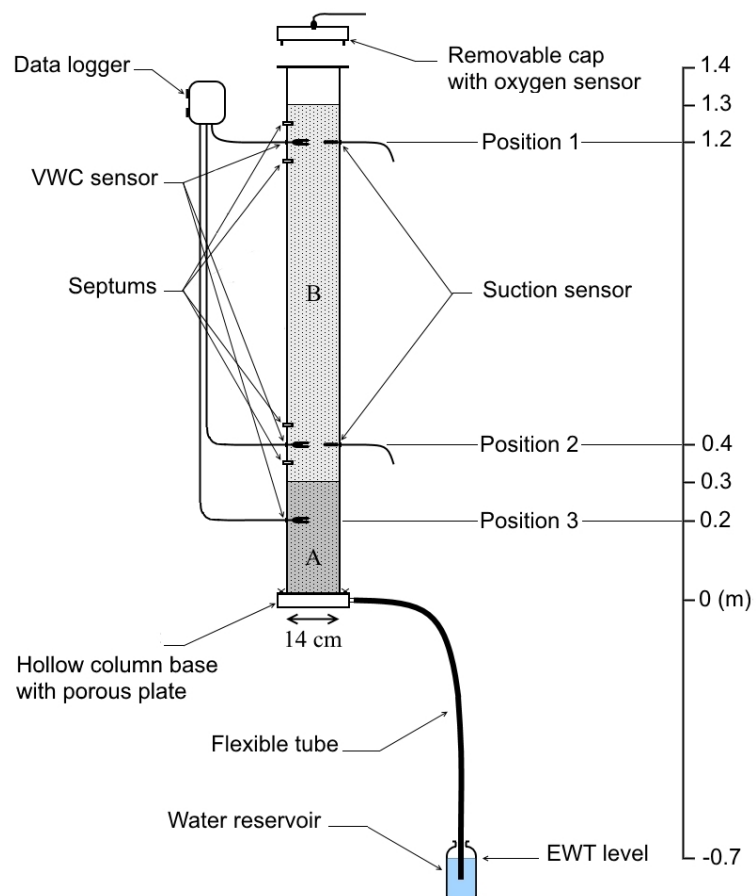


Figure 4.1 Experimental columns configuration (example of column CO6 and CO7)
[A: Doyon sulfidic tailings; B: low-sulfide cover material]

4.4 Results

4.4.1 Preliminary characterization of tailings

Table 4.2 presents the most relevant physical and hydrogeological properties. The AEV obtained are typical of values found for tailings in the literature (e.g. 1.1 m for reactive tailings from Manitou mine in Bussière *et al.* (2007); 2.5, and 3.5 m for Doyon tailings in Demers *et al.* (2009a); from 0.6 to 3.0 m for Goldex tailings in Ethier *et al.* (2018)).

Table 4.2 Grain size and AEV characteristics of studied materials

Material	D ₁₀ (µm)	D ₆₀ (µm)	Cu (-)	G _s (-)	AEV (m)	k _{sat} (cm.s ⁻¹)
Doyon	6.2	49.6	8.0	2.84	1.8	1.40E-04
Westwood	4.3	43.6	10.2	2.79	2	4.80E-05
Goldex	25.2	206.3	8.2	2.72	0.5	9.60E-04
Sand	240.5	788.8	3.3	2.75	-	-

Doyon and Westwood are comparable tailings, constituted mainly of silty particles (< 80 µm), as opposed to the coarser Goldex tailings which correspond more closely to a fine sand. The sand placed on top of CO8 is even coarser, and hardly contains any silty particle. The AEV obtained for Doyon material was used to define the level at which the EWT would be set in the column tests, i.e. approximately 1 and 2 m below the interface for ½ AEV and 1 AEV, respectively. The grain size disparity between Westwood and Goldex cover materials is reflected in their AEV of 2 m, and 0.5 m respectively. This value is determinant for the S_r of the cover and the oxygen movement into the system.

4.4.2 Chemical and mineralogical characterization

Doyon and Westwood tailings were both produced from the Doyon-Bousquet-LaRonde mining camp. The general geological environment corresponds to a contact between two altered formations: the volcanic group of Blake River, and the sedimentary group of Cadillac. Pyrite can be found under both massive and disseminated form, as well as in numerous sulfur-rich quartz veins (Mercier-Langevin *et al.*, 2009). On the other hand, the low-sulfide tailings imported from Goldex mine are issued from a general geological system which corresponds to a granodioritic inclusion located within a sequence of intermediate mafic to ultramafic volcanic formations. Mineralization takes the form of stockwork veining containing rare pyrite grains of microscopic scale (Chopard, 2017). Table 4.3 displays the content of the different elements that compose the studied tailings, as well as acid-base accounting (ABA). Doyon tailings have a clear acid generation potential ($\text{NNP} < -20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$) (Miller *et al.*, 1991), that justifies the use of control methods to prevent AMD formation, although it also displays a non-negligible neutralization potential that might mitigate AMD temporarily. Westwood and Goldex tailings are unlikely to generate acidity ($\text{NNP} \geq 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$). The residual sulfur content of cover tailings (0.17 and 0.13% in Westwood and Goldex respectively) while being counterbalanced by the calcite content (0.38, and 0.67%; deduced from measured total carbon values) may cause oxygen consumption throughout the experiment (Demers *et al.*, 2008).

Table 4.3 Chemical composition of tailings after dismantlement

Element	Doyon (n = 38)	Westwood (n = 48)	Goldex (n = 30)
Si (wt %)	29.2	31.9	14.9
Al (wt %)	4.6	5.75	8.66
C (wt %)	0.35	0.38	0.67
Ca (wt %)	1.22	1.51	3.24
Fe (wt %)	5.97	2.96	3.12
K (wt %)	1.94	1.73	0.5
Mg (wt %)	0.51	0.63	1.01
Na (wt %)	0.7	0.85	3.88
S (wt %)	4.34	0.17	0.13
Ti (wt %)	0.73	0.15	0.05
Ba (mg.kg ⁻¹)	496	473	352
Co (mg.kg ⁻¹)	29	0	0
Cr (mg.kg ⁻¹)	25	0	57
Cu (mg.kg ⁻¹)	767	919	0
Mn (mg.kg ⁻¹)	474	513	684
P (mg.kg ⁻¹)	987	141	408
Zn (mg.kg ⁻¹)	67	135	160
ABA			
AP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	136	5.31	4.06
NP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	29.46	31.34	55.6
NNP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	-106	27.1	51.7

The mineral analysis displayed in Table 4.4 reveals that except for pyrite (which was largely removed by desulphurization in the case of Westwood), Westwood and Doyon tailings present similar compositions, with a majority of quartz (51.5, and 57.7% respectively), and less muscovite, albite, chlorite, calcite, and diopside. Albite is the dominant mineral (49.1%) of Goldex, and quartz comes second, followed by muscovite, chlorite, calcite, and some diopside. Actinolite, and to a lesser extent

dolomite, were revealed in most samples by X-RD analyses, but their percentages rarely exceeded the confidence limit of 1% (Edahbi *et al.*, 2018). The remaining calcium obtained after reconciliation of calcite using %C was then attributed to diopside only. Its proportion can therefore be overestimated. The X-RD analyses did not show rutile but it was observed in the three materials by SEM. Titanium was therefore attributed to it, although some ilmenite (FeTiO_2) was also observed. The global deficit obtained after addition of the different mineral phases calculated percentage was considered to be quartz. This deduced quartz percentage generally exceeded the one calculated using %Si acquired with the handheld X-RF. Nevertheless, the values measured with this device often showed a deficit of 10 to 20% (reading) in comparison with values obtained with ICP-AES.

Table 4.4 Mineral composition of the tailings after dismantlement

Mineral	Doyon	Westwood	Goldex
Quartz (wt %)	51.54	57.69	26.85
Muscovite (wt %)	19.78	17.58	5.1
Albite (wt %)	8.47	10.23	46.75
Pyrite (wt %)	8.12	0.32	0.24
Chlorite (wt %)	7.43	9.54	10.21
Calcite (wt %)	2.92	3.17	5.58
Diopside (wt %)	0	1.14	4.96
Rutile (wt %)	1.22	0.25	0.08
Apatite (wt %)	0.54	0.08	0.22

Because of the very low zinc content measured in each of the studied materials (see table 4.3), its bearing mineral could not be identified via a basic SEM analysis. Massive sulfide lenses containing sphalerite were identified at Doyon-Bousquet-LaRonde site and more specifically in the Westwood-Warrenmac ore zone (Mercier-

Langevin *et al.*, 2009). Moreover, according to personal communication (2018) with the IAMGOLD - Westwood staff, the zinc concentration appears to increase in zones recently mined. This information is of importance, considering that zinc is subjected to provincial and federal regulation, and is known for its mobility at neutral pH (Cravotta III, 2008). The SEM analysis of Doyon tailings (Figure 4.2) revealed the presence of pyrite grains locked within larger quartz crystals. This observation is congruent with the geological context described above.

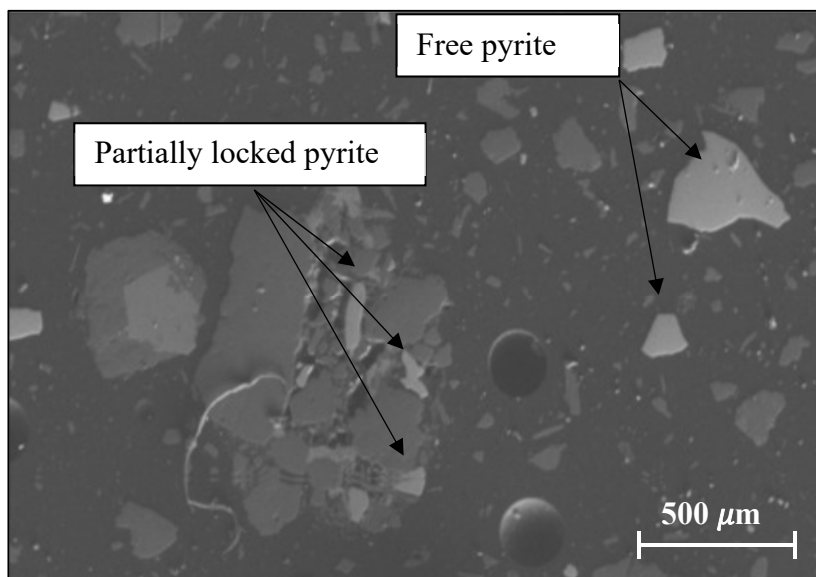


Figure 4.2 Doyon tailings image acquired with SEM

4.4.3 Physicochemical monitoring of the leachates

This section presents the leachates physiochemical features (pH, Eh, and conductivity) after each wetting-drainage cycle. The evolution of the concentration of four significant elements is also discussed: (1) calcium, because it demonstrates the solubilisation of calcite in response to acid generation; (2) sulfur and (3) iron, because

they both attest to the alteration of pyrite; and (4) zinc, because of its significant concentration in the leachate that may constitute CND potential. To facilitate readability, reclamation scenarios (CO1 to CO8), and control columns (CO9 to CO12) are presented in separate graphs, in Figures 4.3 to 4.8.

Eh values varied between 364 mV (CO4, flush #8) and 692 mV (CO10, flush #11), without any clear tendency. pH remained relatively stable, with values comprised between 6.7 and 8.6 for all tests. No downward trend could be observed, even in the case of control column CO10, which corresponds to the setup most likely to display a pH decrease (Doyon control column EWT 1 AEV below interface). This proves both the slow reactivity of Doyon sulfidic tailings and/or the existence of neutralization potential by carbonates (essentially calcite).

A slight general decrease in conductivity can be observed in figure 4.3. This observation is particularly visible in the case of tests with an EWT at interface (CO1, CO2, CO3), which showed a decrease between 1.1 (CO3), and 2.0 mS.cm⁻¹ (CO9) over nearly 450 days. One should also note the significant drop of 3.2 mS.cm⁻¹ for CO10 (Doyon control column with EWT 1 AEV below interface). A few wetting-drainage cycle were probably necessary to flush the initial pore water enriched with previously dissolved elements (Bussière *et al.*, 2004; Demers *et al.*, 2008).

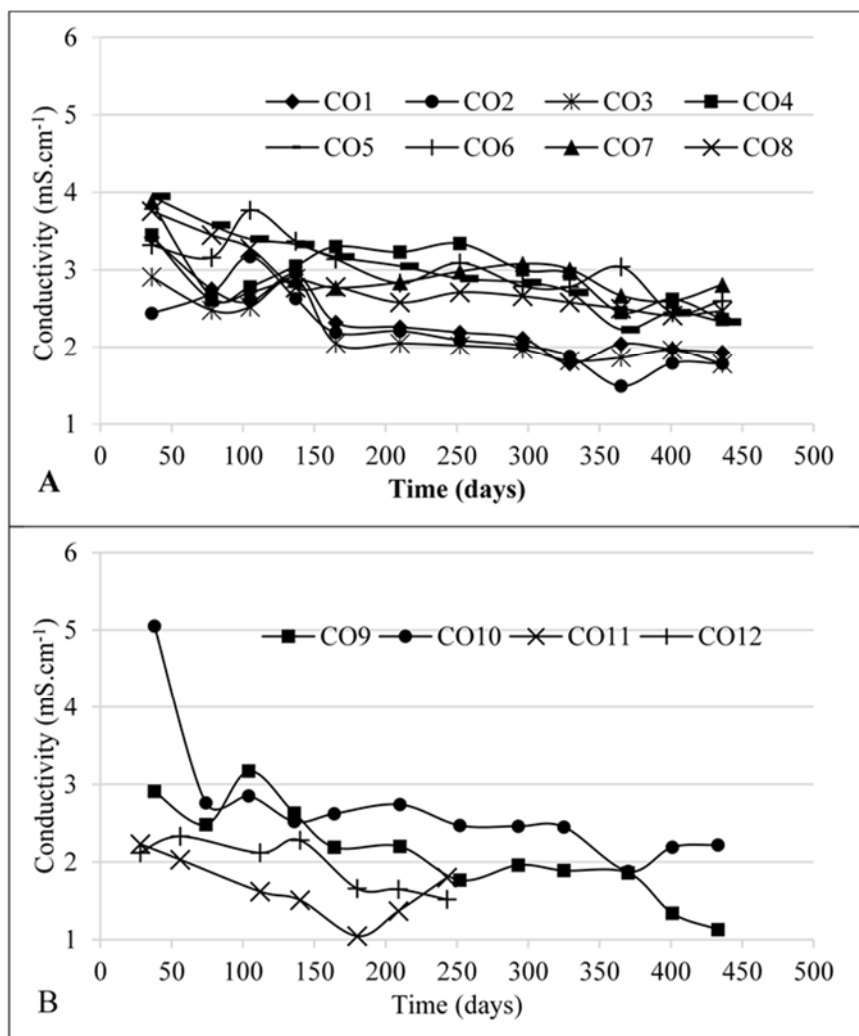


Figure 4.3 Conductivity evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)

A general decrease in sulfur concentration over time can be observed in Figure 4.4. The magnitude of the initial decrease is accentuated in the case of reclamation scenarios with an EWT at interface (CO1, CO2, CO3). Indeed, S decreases were comprised between 468 (for CO1) and 272 mg.L⁻¹ (CO3), as opposed for instance to 208 (CO5) and 250 mg.L⁻¹ (CO4) for tests with an EWT 1 AEV below interface. S concentrations for CO1, CO2, CO3 were lower than other configurations. This

observation is also true in the case of control column CO9 (Doyon control column with EWT at interface) as opposed to its counterpart, CO10 with EWT 1 AEV below interface. This decrease was most likely due to a reduction in the oxidation of pyrite in the system.

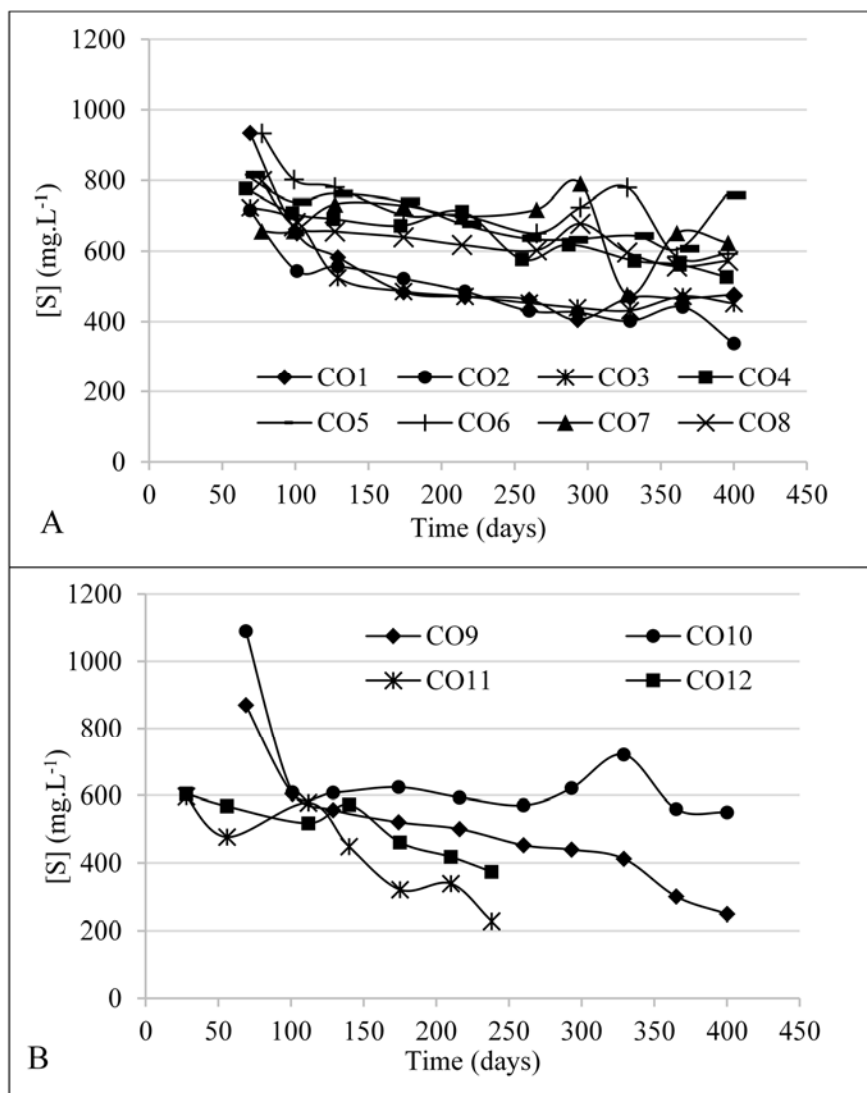


Figure 4.4 Sulfur concentration evolution in the leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)

The evolution of calcium concentration in the leachates (Figure 4.5) followed more or less the same tendencies as observed with sulfur, though an even clearer dispersion by EWT levels progressively appeared. Indeed, [Ca] of tests with an EWT at interface (CO1 to CO3) were lower than those with EWT $\frac{1}{2}$ AEV below interface (CO6 to CO8),

which in turn appeared slightly lower than those with EWT 1 AEV below interface (CO4, and CO5). Concerning control tests, only CO10, seems clearly to have reached stability with values varying from the third flush onward between 532 and 588 mg.L⁻¹.

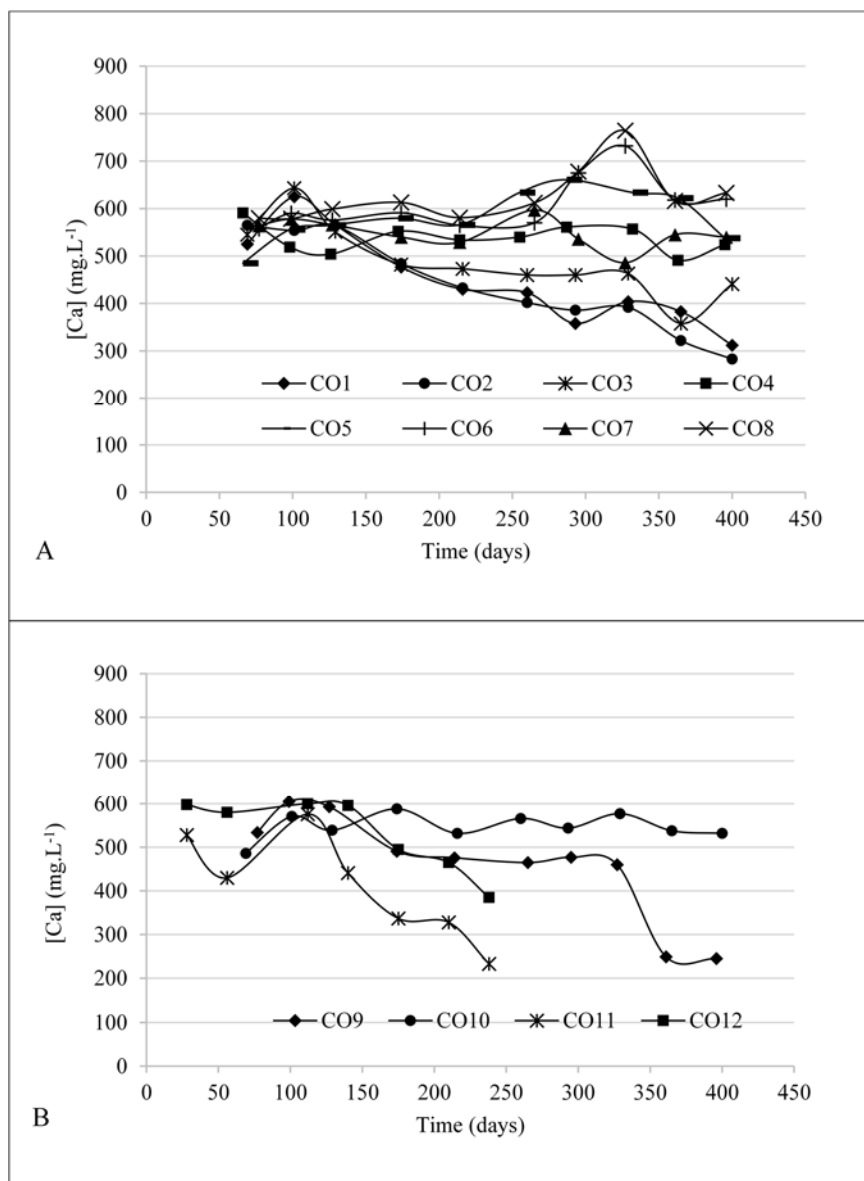


Figure 4.5 Calcium evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)

Graphs displayed in Figure 4.6 show that except for CO4, iron concentration remained stable for most tests with, a maximum of 0.934 mg.L^{-1} (CO7, Flush #12) for cover scenarios columns (A), and 0.475 mg.L^{-1} (CO10, flush #11) in the case of control columns (B). These concentrations are low compared to sulfur, considering stoichiometric coefficients of pyrite oxidation (Equation [4.1]). That phenomenon can be explained by the poor mobility of iron in the Eh-pH conditions existing in the columns (Figure 4.6). CO4 however displayed a very specific behaviour starting from the sixth flush. Concentrations rose above 7.4 mg.L^{-1} , and even reached 26.9 mg.L^{-1} at flush #8. For seek of a clearer display, the Y-axis was converted to logarithmic scale.

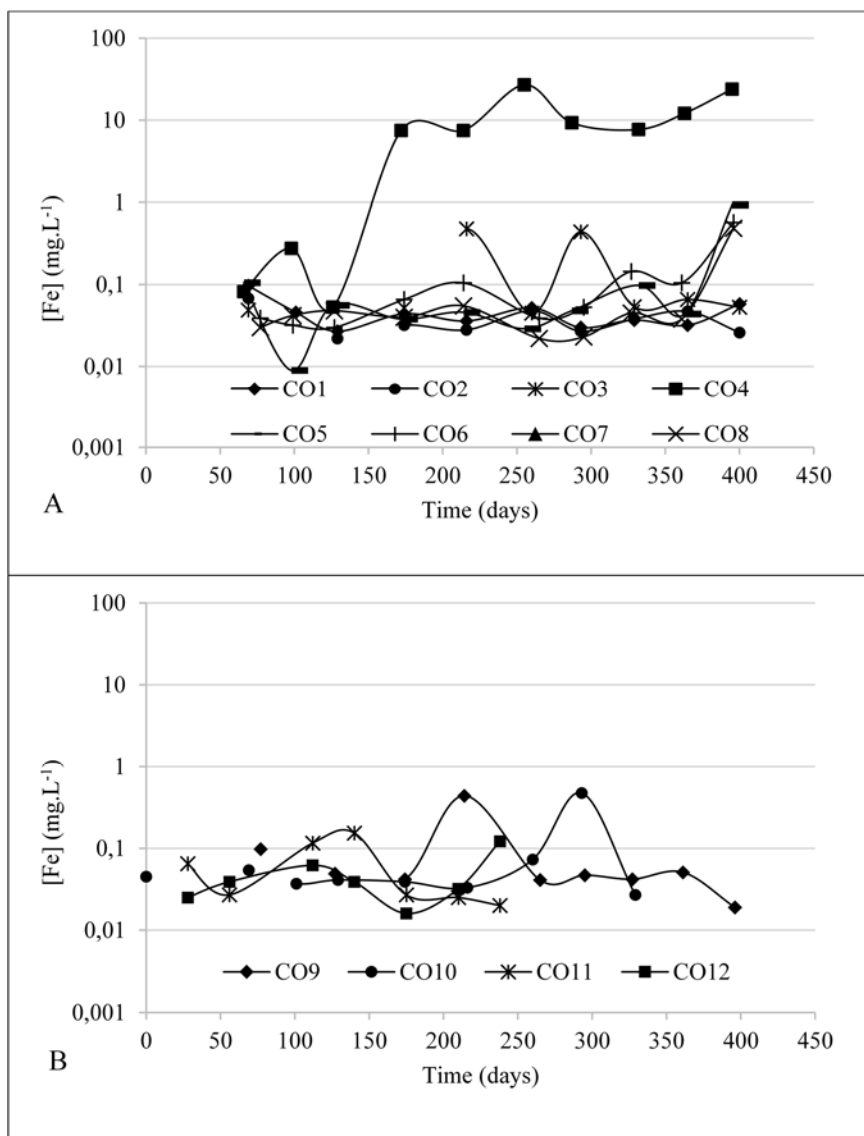


Figure 4.6 Iron evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)

The pH-ORP values of the leachate samples obtained at flush #8 were displayed on an iron Pourbaix diagram (Figure 4.7). The figure reveals that the position of CO4 lies within the domain of precipitation of $\text{Fe}(\text{OH})_3$, yet fairly close to the frontier with its soluble form, Fe^{2+} . The situation of this specific sample being somewhat closer to that

frontier than for other tests, more Fe^{2+} may have remained in solution instead of precipitating immediately inside the column. As a consequence, a more significant portion of iron was flushed, and precipitated only once in contact with air, inside the drainage tube and collection reservoir, as seen by the presence of an ochre deposit. A Visual MINTEQ simulation realized on CO4 flush #8 confirmed that this precipitate is iron hydroxide.

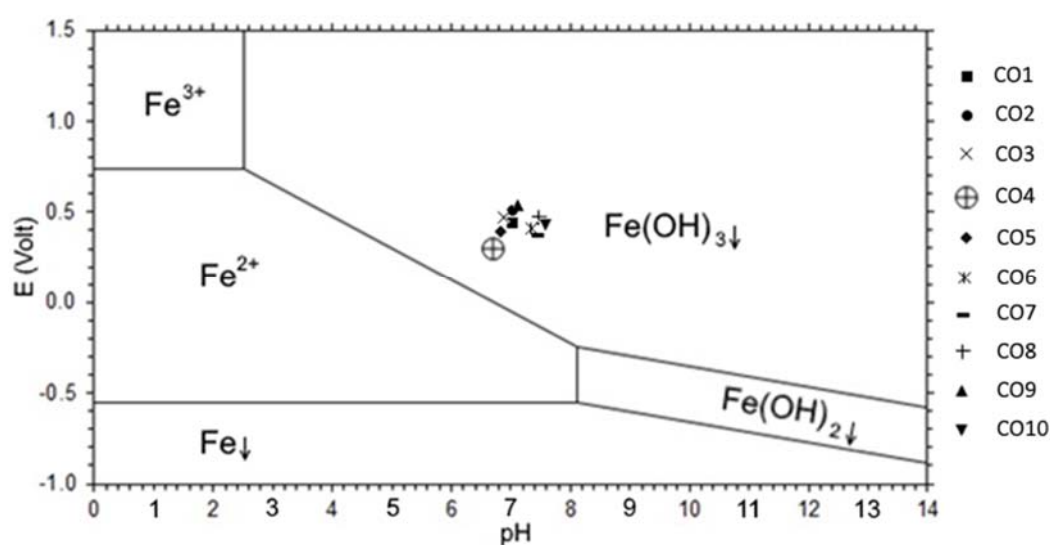


Figure 4.7 Iron Pourbaix diagram constructed with condition of CO4 measured in the leachate at flush #8 ($[\text{Fe}] = 26,9 \text{ mg.L}^{-1}$)

Zinc concentrations (Figure 4.8) also raised some concerns, as they often exceeded the mean acceptable concentration of 0.5 mg/L set by Quebec regulation (except for CO1, CO4, CO10, and CO12), and even exceeded the maximum acceptable concentration at one occasion (1.05 mg.L^{-1} ; CO2, flush #12). The important mobility of zinc at neutral pH (Cravotta III, 2008) seems to allow a significant concentration in the leachates despite its relatively low content in the materials: 67 mg.kg^{-1} for Doyon, 135 mg.kg^{-1} for Westwood, and 160 mg.kg^{-1} for Goldex (Table 4.3). This reveals a

potential risk of CND with zinc (at least in the short-term) in the final effluent of Doyon-Westwood site. Also, the absence of trend in the results, illustrated for instance by the difference between results of CO9 and CO10 (which both control columns set up with 30 cm of Doyon tailings alone), can be explained by the nugget effect (with sometimes important variations between samples) observed in the tailings samples (between 0 and 184 mg.kg⁻¹ for Doyon (n = 38), 0 and 205 mg.kg⁻¹ for Westwood (n = 48), and 0 and 1716 mg.kg⁻¹ for Goldex (n = 30)).

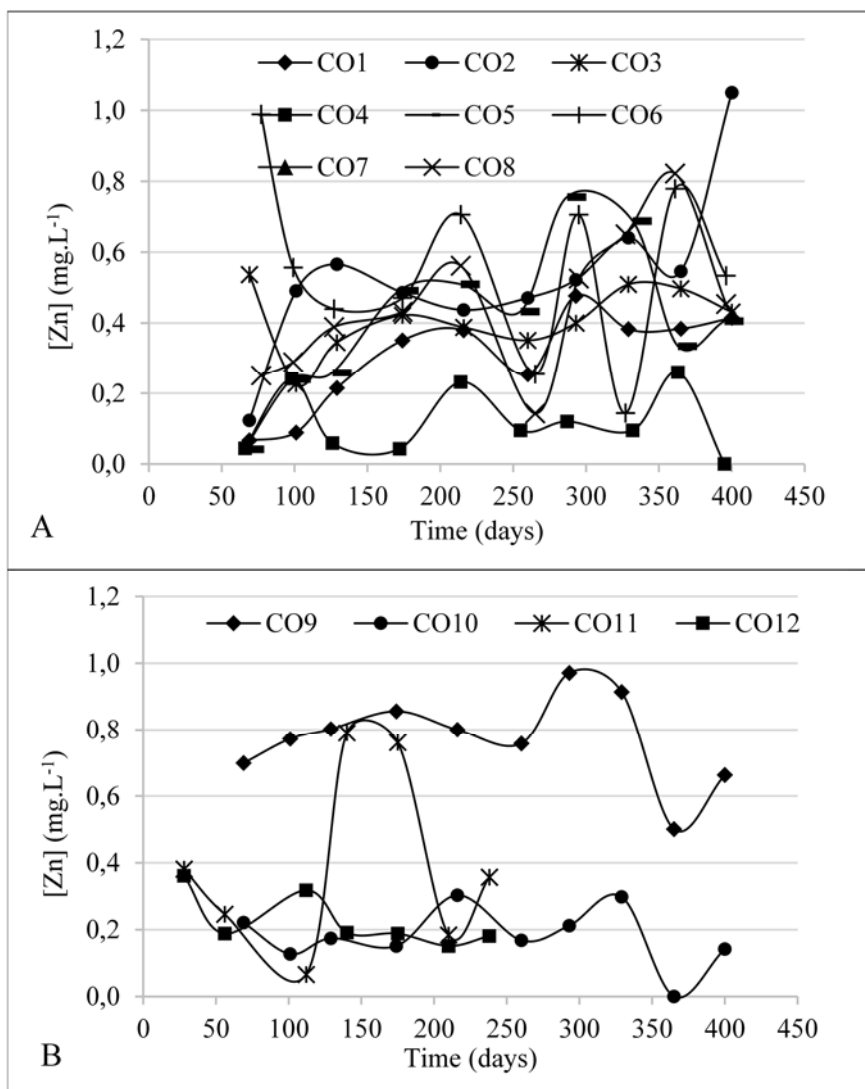


Figure 4.8 Zinc evolution in leachates (A: CO1 to CO8; B: CO9 to CO12)

4.4.4 Geochemical evolution of the tailings

As determined in the previous subsection, the geochemical behaviour of the materials in terms of pyrite, calcite and sphalerite content may affect the performance of the reclamation system. It is therefore important to determine long-term behaviour of these

minerals. The oxidation of residual sulfides in the cover may reduce the oxygen flux reaching the bottom of the cover, but will eventually result in their depletion, and the consequent loss of this benefit. Pyrite contents were measured in every 10 cm layer of cover material (A: Westwood; B: Goldex), after dismantlement of the cover scenario columns (Figure 4.9) to evaluate its depletion during the test period. Given that pyrite oxidation is dependent on the S_r of the bearing material, the S_r values measured in the columns at different elevations are shown in Table 4.5.

Table 4.5 S_r in the different columns relative to water table level (“-” symbols correspond to levels that were not instrumented)

Elevation above water table (cm)	S_r (%)		
	CO1 (Westwood)	CO2 (Westwood)	CO3 (Goldex)
90	89	-	12
40	-	99	-
10	99	99	70
-10 (Doyon)	99	99	100
	CO4 (Westwood)	CO5 (Westwood)	
290	78	-	
240	-	80	
210	85	80	
190 (Doyon)	88	88	
	CO6 (Goldex)	CO7 (Westwood)	CO8 (Goldex)
190	10	80	-
140	-	-	3
110	26	87	21
90 (Doyon)	92	90	85

Pyrite profiles inside the covers appear significantly depleted compared to the initial material composition. The minimum pyrite contents are located in the second and third 10 cm layers of Westwood covers, and spread down the fifth or sixth layer in the case of Goldex covers. Goldex was more depleted from pyrite than Westwood. This can be explained by lower S_r (Table 4.5), which favored oxygen transport inside the system, and thus a greater oxidation of the residual sulfides. The depletion is smaller within the first 10 cm layer with the exception of CO8, which was constructed with an anti-evaporation sand layer. The drying of the most superficial horizons of the covers

caused by the air circulation inside the laboratory made water become locally the oxidation limiting reagent instead of oxygen. Bouzahzah *et al.* (2014) stated that the optimal S_r for the oxidation of tailings is above 40%.

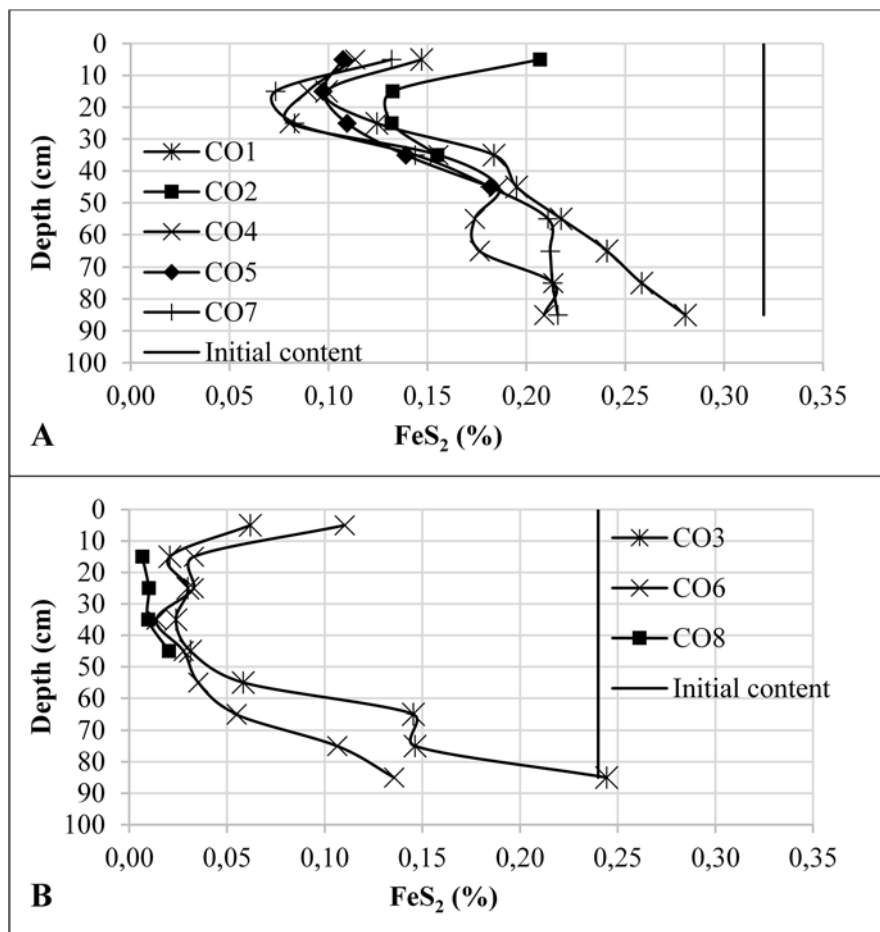


Figure 4.9 Pyrite depletion in function of depth inside Westwood (A), and Goldex (B) covers

Table 4.6 shows that Goldex cover had an overall greater pyrite decrease than Westwood. For equal thickness and EWT level, 40% depletion was observed for CO1

as opposed to 57% for CO3, and 46% for CO7 as opposed to 70% for CO6. However, cover thickness also appears to have an impact on pyrite depletion. Indeed, oxidation processes being more significant near the surface, thinner covers were more exposed to pyrite depletion than thicker covers (e.g. 50% in CO2 as opposed to 40% in CO1, and 62% in CO5 as opposed to 47% in CO4, see Figure 4.9). EWT level also had an impact on pyrite depletion, which appears to be amplified in the case of Goldex compared to Westwood. Indeed, a difference of only 7% can be noted between CO1 and CO4 (1 m Westwood), as opposed to 13% between CO3, and CO6 (1 m of Goldex), although EWT was of $\frac{1}{2}$ AEV, instead of 1 AEV (between CO1, and CO4). The reason of this amplification of the influence of the EWT level in the case of Goldex is due to its low AEV compared to Westwood, which implies greater sensitivity of S_r to suction variations in that specific range. S_r of CO3 is 44 % higher than CO6 at the base of the cover, while CO1 is only 14 % higher than CO4.

Table 4.6 Global pyrite percentage decrease within covers after dismantlement (Cover thickness (m) indicated after the dash in the test #)

EWT level	Westwood		Goldex	
	Test #	Decrease	Test #	Decrease
0 AEV	CO1-1	40%	CO3-1	57%
	CO2-0.5	50%	-	-
1 AEV	CO4-1	47%	-	-
	CO5-0.5	62%	-	-
½ AEV	CO7-1	46%	CO6-1	70%
	-	-	CO8-0.5	89%

The calcite concentration profile on the contrary did not reveal any clear trend of preferential dissolution horizons. Indeed, this reaction being a consequence of pyrite oxidation, it may occur in a more diffuse manner all along the system.

4.5 Discussion

Doyon was maintained in a near-saturated state ($S_r \geq 85\%$ for CO4, and CO5 with EWT 1 AEV below interface; and $\geq 90\%$ for other tests, see Table 4.5) during the whole experiment. It was thus assumed that oxidation was minimal. This assumption was confirmed by mineral analyses of Doyon tailings after dismantlement, which did not show evidence of pyrite depletion. Therefore, by deducting the cumulated masses of the considered elements measured in the leachates from the initial mineralogical composition of the cover tailings, one can extrapolate the depletion times of the minerals inside the covers. Figure 4.10 presents the theoretical depletion curves of pyrite in Westwood (A), and Goldex (B) obtained by linear regression from

experimental data. The initial pyrite contents are those of the fresh materials, and data was normalized by mass of cover material.

For both cover materials, a range of depletion time as a function of material thickness (MT) is observed. Indeed, control tests with 30 cm of tailings (CO11; CO12) reached depletion faster than tests with 50 cm covers (CO2, and CO4; CO8), which in turn reached depletion sooner than 100 cm covers (CO1, CO4, and CO7; CO3, and CO6). This confirms that oxygen diffusion decreased with depth due to the combined effect of consumption by residual sulfides and augmentation of S_r , which reduced the oxygen diffusion coefficient. A higher EWT level also delayed pyrite depletion. Indeed with all other factors being equal, depletion time varied from 7.1 years for CO4 (EWT 1 AEV below interface) to 8.1 years for CO1 (EWT at interface) in the case of Westwood, and from 3.7 years for CO6 (EWT $\frac{1}{2}$ AEV below interface) to 4.8 years for CO3 (EWT at interface) with Goldex covers. These results are consistent with sulfur concentration data obtained during the dismantlement phase.

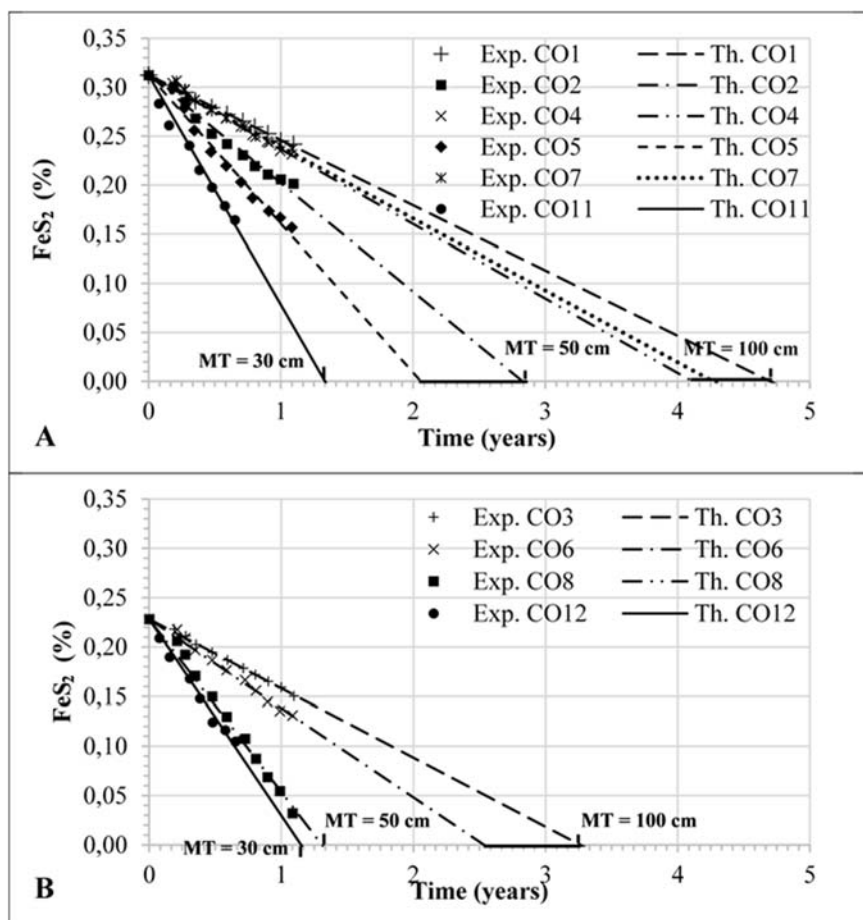


Figure 4.10 Depletion curve of pyrite inside Westwood (A), and Goldex (B) covers

Pyrite and calcite depletion times of the different materials estimated for each column by extrapolation of the experimental results (Table 4.7) confirmed the static tests results. They demonstrated both the acid-generation potential of Doyon tailings ($\text{CaCO}_3/\text{FeS}_2$ ratio of 0.3), and the absence of acid-generation potential of Westwood and Goldex ($\text{CaCO}_3/\text{FeS}_2$ ratio between 7.8 and 9.3 for Westwood, and 22.7 and 17.2, for Goldex). They also corroborated the importance of the lag time of Doyon tailings in initiating pH decrease (calcite depletion after 12.3 year). They also revealed the relatively ephemeral character of the oxygen consumption by the residual sulfides of

the cover (between 2.1 and 4.7 years for Westwood, and 1.3, and 3.3 years for Goldex, depending on the restauration scenario).

Table 4.7 Depletion time of pyrite and calcite inside cover materials of restauration scenarios columns, and inside Doyon control columns

Test #	Material	Depletion time (years)		Ratio (CaCO ₃ /FeS ₂)
		FeS ₂	CaCO ₃	
CO1	Westwood	4.7	40.9	8.7
CO2		2.8	22.7	8
CO4		4.1	37.8	9.2
CO5		2.1	19	9.2
CO7		4.3	39.7	9.3
CO11		1.3	10.4	7.8
CO3	Goldex	3.3	62.1	19
CO6		2.5	57.4	22.7
CO8		1.3	25.2	19.3
CO12		1.1	19.7	17.2
CO9	Doyon	43	12.3	0.3
CO10		38.9	12.3	0.3

Finally, the extrapolation of sphalerite depletion rate in Westwood tailings (CO11) resulted in a depletion time of over 130 years. This long depletion time reinforced the threat of potential zinc CND, and confirmed the necessity of further investigations and monitoring of sphalerite content during the production of the desulfurized tailings that will be used for the restauration of Doyon site.

Figure 4.11 summarizes, the general pyrite depletion estimated via (1) mineralogical assessment of the cover before and after dismantlement, and (2) subtraction of the

cumulated sulfur in leachate analyses from the initial mineral content. The figure highlights the influence of EWT and cover thickness on pyrite depletion within the covers. Indeed, both for Westwood and Goldex, a low EWT combined with a 50 cm cover resulted in the most pyrite depletion (50-62%, and 86-89% respectively). A thicker cover and a higher EWT tended to reduce pyrite depletion. The effect of the EWT is more apparent in the case of Goldex, which presented more S_r variations (Table 4.5) due to its small AEV. Although the two depletion calculation methods revealed the same trends, the depletion assessed through leachate analysis are lower by an average of 18%. This difference can partially be explained by the fact that the first two flushes of the experiment were not subjected to ICP-AES analysis, and thus were not accounted for in leachate calculations. Also, it is important to underline that the validity of pyrite decrease results depend on the precision of the measurement of initial sulfur content. Indeed, an overestimation of the initial sulfur content can cause an overestimation of the decrease assessed via the “dismantlement” approach, and underestimating it via the “leachates” approach. In other words, any inaccuracy of the reference value of initial sulfur content leads to a divergence of the results acquired with both methods. For instance, an overestimation of 10% of the initial sulfur content, leads to a calculated value of pyrite decrease that is 30% higher with the “dismantlement method” than with the “leachates method” (see the discussion chapter of the thesis).

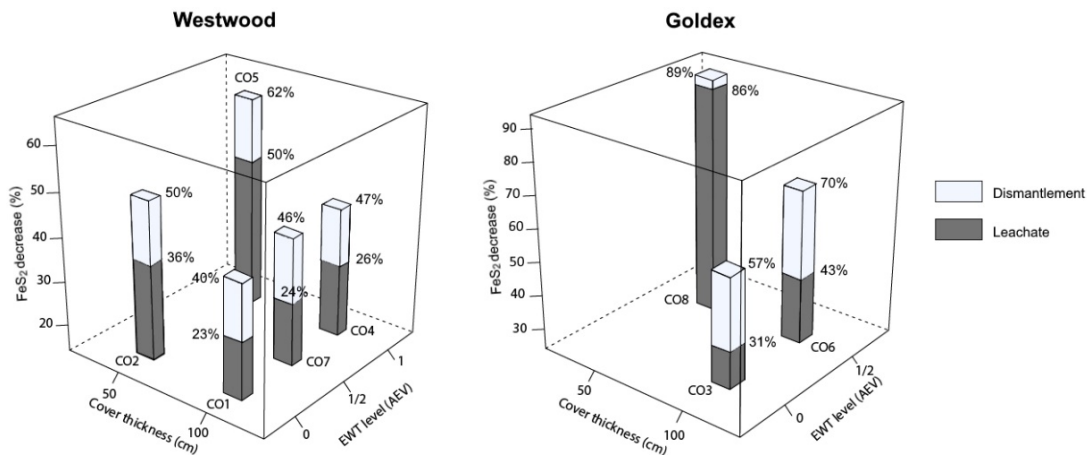


Figure 4.11 Pyrite cover decrease measured at (1) dismantlement and via (2) leachates analysis

The variations in pyrite concentration inside covers (between installation and dismantlement) can be converted into quantities of consumed dioxygen, and dioxygen that remains to be consumed (Table 4.8). Goldex covers appear to have systematically consumed more oxygen than their Westwood counterparts despite having a smaller initial pyrite content (0.24% compared to 0.32%). Goldex smaller AEW and lower Sr probably favoured oxidation more than Westwood. All Goldex covers tested consumed over 50% of their total oxygen consumption potential over the duration of the test. For Westwood covers, CO2 and CO5 consumed half or more of their oxygen during the column experiment, while configurations with a 1 m cover have more oxygen consumption potential remaining. In consequence, the remaining dioxygen consumption potential of Goldex is also smaller than Westwood.

Table 4.8 Total O₂ consumed, and remaining to be consumed by the residual sulfides of each cover system at the end of the experiment

EWT level	Westwood			Goldex		
	Test #	Consumed O ₂ (mol.m ⁻²)	O ₂ to be consumed (mol.m ⁻²)	Test #	Consumed O ₂ (mol.m ⁻²)	O ₂ to be consumed (mol.m ⁻²)
0 AEV	CO1	55	83	CO3	59	44
	CO2	34	34	-	-	-
1 AEV	CO4	68	77	-	-	-
	CO5	45	27	-	-	-
½ AEV	CO7	65	75	CO6	70	30
	-	-	-	CO8	46	6

Even though the occurrence of CND with iron was revealed for only one column, the phenomenon should not be neglected. Indeed, the amplification in CO4 leachates of iron concentration throughout the entire experiment, confirmed by visual evidence of iron precipitate (ochre color) was significant. Slight variations of Eh and pH between tests suggest that conditions for Fe²⁺ solubility may be reached in other scenarios. Indeed for CO5, CO6, CO7, and CO8 higher iron concentrations were recorded on the last flush. Unfortunately, the protocol used for this study only allowed to measure Eh and pH once the drainage was completed, several days after its initiation, thus allowing the leachates to evolve towards equilibrium with atmospheric conditions. To address CND properly, it should be considered to elaborate protocols that integrate the use of devices that sample water directly through the walls of the column.

4.6 Conclusion and upcoming work

An experimental protocol including the monitoring of 12 laboratory columns subjected to up to 13 monthly wetting-drainage cycles was conducted to assess the geochemical behaviour of different designs for the reclamation of ponds #2 and 3 of the Doyon-Westwood mine in Canada. Eight columns (CO1 to CO8) were designed to simulate different restoration scenarios, in which the tested parameters were the water table level, the type of cover material, and the cover thickness. Four additional control columns (CO9 to CO12) were set up with a single material: one for each of the two cover materials tested which included low-sulfide tailings from Westwood (silt) and Goldex (sand); and two for Doyon sulfidic tailings (water table at interface, and 1 AEV below interface). Chemical and mineralogical investigations were performed on leachates collected from each flush, and on the tailings before the test and after dismantlement of the columns. A special focus was put on the evolution of water quality, as well as the intensity of oxygen consumption by the covers residual sulfides, and the duration of the cover oxygen consumption.

The results indicated that despite a significant acid generation potential, Doyon tailings presented a certain delay in the development of AMD caused by the presence of calcite, and the inclusion of pyrite grains inside quartz mineralization. On the other hand, the pyrite and calcite depletion times calculated for Westwood and Goldex tailings confirmed that neither of these materials are likely to produce AMD.

The chemical monitoring of the leachates revealed a risk of CND with concentrations sometimes exceeding Quebec legislation in iron and with zinc. Although only traces of zinc were found in the tailings, it appeared in the leachate, due to its mobility under near-neutral pH conditions. The estimation of sphalerite depletion time revealed that

the phenomenon could occur for a very long time (130 years in the experiment conditions). Due to this assessment, the IAMGOLD – Westwood team is investigating how the desulfurization process could be optimised in order to remove a sufficient amount of sphalerite from the tailings before its deposition as a cover material.

This study revealed that the oxygen consumption caused by the existence of residual pyrite within the cover materials is only a temporary advantage (up to 4.7 years and 3.3 years for Westwood and Goldex respectively). Besides, the pyrite depletion profiles revealed that oxygen ingress occurred more deeply in the case of Goldex covers than for Westwood ones because of the lower AEV of the former (0.5 m as opposed to 2.0 m for the latter). Finally, all other parameters held equal, a higher water table level resulted in a more limited oxygen ingress.

4.7 Acknowledgements

The authors acknowledge the help of the Westwood - IAMGOLD partner, as well as the URSTM technical support, the trainee students Claudia Grondin, and Maxence C. Belisle-Couture, and the Goldex - AGNICO EAGLE team for their collaboration to the project in supplying material. The authors also appreciate the financial support of the NSERC-UQAT Industrial Chair partners, and of the NSERC-FRQNT through the BMP scholarship fund.

CHAPITRE V

A WATER-BALANCE BASED PARAMETRIC STUDY OF THE MONOLAYER COVER WITH EWT SYSTEM

5.1 Préambule

Les articles précédents (chapitres 3 et 4) ont permis en particulier de rappeler l'importance du niveau de la nappe phréatique dans la performance du recouvrement. Les colonnes mises en place avec une NPS à interface ou un mètre en dessous ont permis d'assurer le maintien du critère de saturation des résidus sulfureux ($S_r \geq 85-90\%$) tout au long du suivi. Néanmoins lors des essais en colonne, l'évaporation était compensée par l'ajout régulier d'eau dans le réservoir qui simuler la NPS. Dans ce troisième article, l'objectif est d'extrapoler le comportement hydrogéologique des matériaux étudié au chapitre 3 à des conditions simulées d'évaporation extrême de façon à mettre en évidence les limites de performance de divers dimensionnements.

Cet article se veut de portée générale, et propose une méthodologie générale pour le dimensionnement des recouvrements dans le but d'assurer la résilience du système en condition de sécheresse. Les amplitudes d'évaporation simulées (sans précipitation) ne sont pas représentatives de la région. Pour souligner l'aspect générique tout en marquant une distance avec le réel, la localisation et le nom du site Doyon-Westwood et des matériaux testés ne sont pas mentionnés. Ainsi le terme « *sulfidic tailings* » réfère aux résidus Doyon, tandis que « *fine cover tailings* » et « *coarse cover tailings* »

désignent respectivement les résidus désulfurés Westwood et Goldex présentés dans les articles précédents.

RÉSUMÉ

Le recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée est une technique dédiée à la restauration des aires d'accumulation des résidus susceptibles de générer la formation de drainage minier acide, pour lesquels le niveau de la nappe phréatique peut être efficacement contrôlé. La performance de la technique est fondée sur la capacité du système à maintenir les résidus réactifs dans un état proche de la saturation afin de garantir la condition de faible diffusivité des gaz nécessaire à la prévention de l'oxydation des sulfures. Bien que diverses études aient souligné l'importance d'un contrôle adapté du niveau de la nappe phréatique, il n'existe pas de recommandation particulière quant à l'épaisseur que devrait prendre les recouvrements. La présente étude s'insère dans ce cadre, et propose une approche générique simple faisant intervenir un modèle numérique 1D afin de déterminer l'épaisseur de couverture optimale afin d'assurer la résilience du système à un épisode de sécheresse. Deux types de matériaux ont été évalués. Les résultats suggèrent que pour une performance équivalente, un recouvrement plus grossier nécessite une moindre épaisseur de dépôt, et au contraire, lorsque le niveau de nappe phréatique initial est plus bas, une couverture plus épaisse est nécessaire. Par exemple, le modèle révèle que pour la plus sévère sécheresse simulée, une épaisseur de recouvrement de respectivement 0,60 m de matériel fin, et 0,30 m de matériel grossier devrait être suffisant pour assurer la performance du système si le niveau de nappe phréatique initial est à l'interface.

Mots-clés : drainage minier acide, recouvrements monocouches, nappe phréatique surélevée, évaporation, modélisation numérique

ABSTRACT

The monolayer cover with elevated water table is a reclamation approach designed specifically for tailings storage facilities that may generate acid mine drainage, and for which the water level can efficiently be controlled. The performance of the technique relies on the ability of the system to insure the constant maintenance of the reactive tailings at a near-saturated state in order to guarantee the low oxygen-diffusivity conditions that prevent sulfur oxidation. Although various studies have underlined the importance of an adequate control of the water table level, no clear guideline have been established to define the thickness of the cover. The present paper falls within this framework and proposes a simple generic 1D numerical approach to determine the optimal cover thickness to insure the resilience of the system during drought events. Two cover materials of different grain-sizes (silt and sand) were evaluated. The results suggest that for equivalent performance, coarser materials require thinner covers, and when the EWT is maintained below the tailings surface, a thicker cover is needed. For instance the model showed that for the most severe drought simulated, a cover thickness of respectively 0.60 m of fine material, and 0.30 m of coarse material, should be sufficient to insure the long-term cover performance of a tailings storage facility set up with water table at interface.

Keywords: Acid mine drainage, Monolayer covers, Elevated water table, Evaporation, Numerical modeling

5.2 Introduction

The ore treatment consecutive to the exploitation of hard rock metallic deposits results in the production of important amounts of tailings that often contain sulfidic minerals (e.g. pyrite, or pyrrhotite). When not directly used to backfill excavations, these materials are usually accumulated within tailings storage facilities (TSF) exposed to the atmosphere (Blight, 2010; Vick, 1990). In this environment, sulfidic minerals may oxidize and initiate the production of acid mine drainage (AMD), which can be harmful to surrounding ecosystems (INAP, 2009; Lottermoser, 2007). AMD prevention methods vary as a function of climatic conditions at the site location. In sufficiently humid regions, the common approach consists in using the low gas-diffusivity of water, or highly saturated materials (10^4 lesser than in air) (Aachib *et al.*, 2004), in order to limit the oxygen flux towards the sulfidic tailings (SRK, 1989). Among the available methods, which include water covers (MEND, 1997; St-Arnaud et Yanful, 1992), and covers with capillary barrier effect (Bussière *et al.*, 2007; Bussière *et al.*, 2006; Morel-Seytoux, 1992), monolayer covers may constitute both a robust and cost-efficient alternative when the water table can be maintained sufficiently high (Demers *et al.*, 2009a; Demers *et al.*, 2009b; Demers *et al.*, 2008; Ethier *et al.*, 2018; Ouangrawa *et al.*, 2010; Ouangrawa *et al.*, 2009; Ouangrawa *et al.*, 2006). The monolayer cover with elevated water (EWT) technique requires the TSF to be built over an impervious foundation such as clay or geomembrane, and the surrounding dams to be designed with an equally impervious core. Incidentally, the development of environmental desulphurization (Benzaazoua *et al.*, 2000; Bussière *et al.*, 1995; MEND, 1994a) has introduced new perspectives in terms of reclamation through the production of low-sulfide tailings that may be used as cover material. This alternate type of material, available directly on site, may allow important transportation cost savings as well as a temporary gain in performance. Indeed, the residual sulfur remaining within the

material may consume some of the oxygen that travels through the cover. Of course, acid generating and metal leaching potential of the cover tailings must be determined before use, in order to make sure they will not generate contaminants (Demers *et al.*, 2009a).

In order for the technique to achieve a proper performance, the installation of the monolayer should be combined with an adequate control of the EWT. Its level must be defined based on the hydrogeological properties of the tailings, as well as environmental, and hydrological conditions at the site location. For an optimal performance, the suction Ψ at the tailings surface should not exceed the air entry value (AEV) of the tailings (MEND, 1996c; Orava *et al.*, 1997). Laboratory column results by Ouangrawa *et al.* (2010); Ouangrawa *et al.* (2009) recommended that the EWT should not be set deeper than half an AEV below the surface of reactive tailings in order for them to remain in a near-saturated state. Nonetheless, this recommendation is essentially based on empirical observations and there is no evidence that this criterion can ensure a satisfactory performance for any kind of cover features (i.e. its thickness and particle size distribution). Moreover, means to determine the limits in terms of water balance such system can undergo are yet to be defined. The cover layer deposited on top of the system serves various purposes, such as relaying capillary rise (inducing better protection from oxygen), or favoring water infiltration and preventing the sulfidic tailings from drying due to soil-atmosphere interactions. A fine material will be more prone to limit the oxygen flux at first, but will also favor evaporation. This tendency, if not controlled, could lead to temporary failure of the system in case of severe drought. Although the necessity of the implementation of a cover was acknowledged in numerous occasions by different authors (e.g. Demers *et al.* (2008); Ouangrawa *et al.* (2010); Pabst *et al.* (2014)), no clear guideline about how to

determine the optimal thickness (that is both sufficient to prevent AMD and cost-efficient) was proposed so far.

The objective of the present work is to introduce an innovative water-balance based methodology of the optimization of monolayer cover thickness through simplified numerical 1D modeling using SEEP/W™ software (GEOSLOPE international, LTD). Forty-six reclamation designs including two cover materials of different grain sizes and of various thicknesses ranging from 0.3 m to 3.0 m, as well as two initial EWT level were simulated. Each of them were tested on their ability to maintain sulfidic tailings near-saturated conditions when subjected to droughts of various intensities. The calibration of the geotechnical properties of the simulated materials was made based on data acquired via a laboratory characterization protocol.

5.3 Theoretical concept

The performance of the monolayer cover with EWT system relies essentially on the proper control, at all time, of the EWT level, and therefore of the water storage. Within a TSF with impervious foundations, the mass transfers with the surrounding aquifer should be negligible. The variations of the water storage ΔS thus responds to the water balance relationship [5.1]:

$$\Delta S = P - R - AE \quad [5.1]$$

Here, ΔS (m) varies in function of the amount of precipitation P (m) minus the runoff R (m), and the actual evaporation AE (m). Hence, it appears important to dissociate two different dynamics that may affect the system. Figure 5.1 represents two limit cases. In A, the system has been subjected to positive water balance for a sufficient

amount of time. The surplus of water is running-off through the spillway set up at one (or more) location across the dams. The EWT is at its maximum level, at a distance d below the interface between the cover material (of any desired cover thickness (CT)) and the underlying reactive tailings (altitude Z_0 on the axis). The capillary fringe overlaps this interface, as the saturated zone limit (SZL) lies within the cover, creating a buffer area of low oxygen-diffusivity. In case B, the system was affected by a negative water balance of a given intensity. The EWT level dropped down by a distance noted Δh_{\max} and lies at a distance of 1 AEV below the interface between tailings and cover. The upper horizon of the reactive tailings started to drain, and its S_r is of approximately 85-90 % (Aubertin *et al.*, 1998). In other words, the system is on the verge of failure.

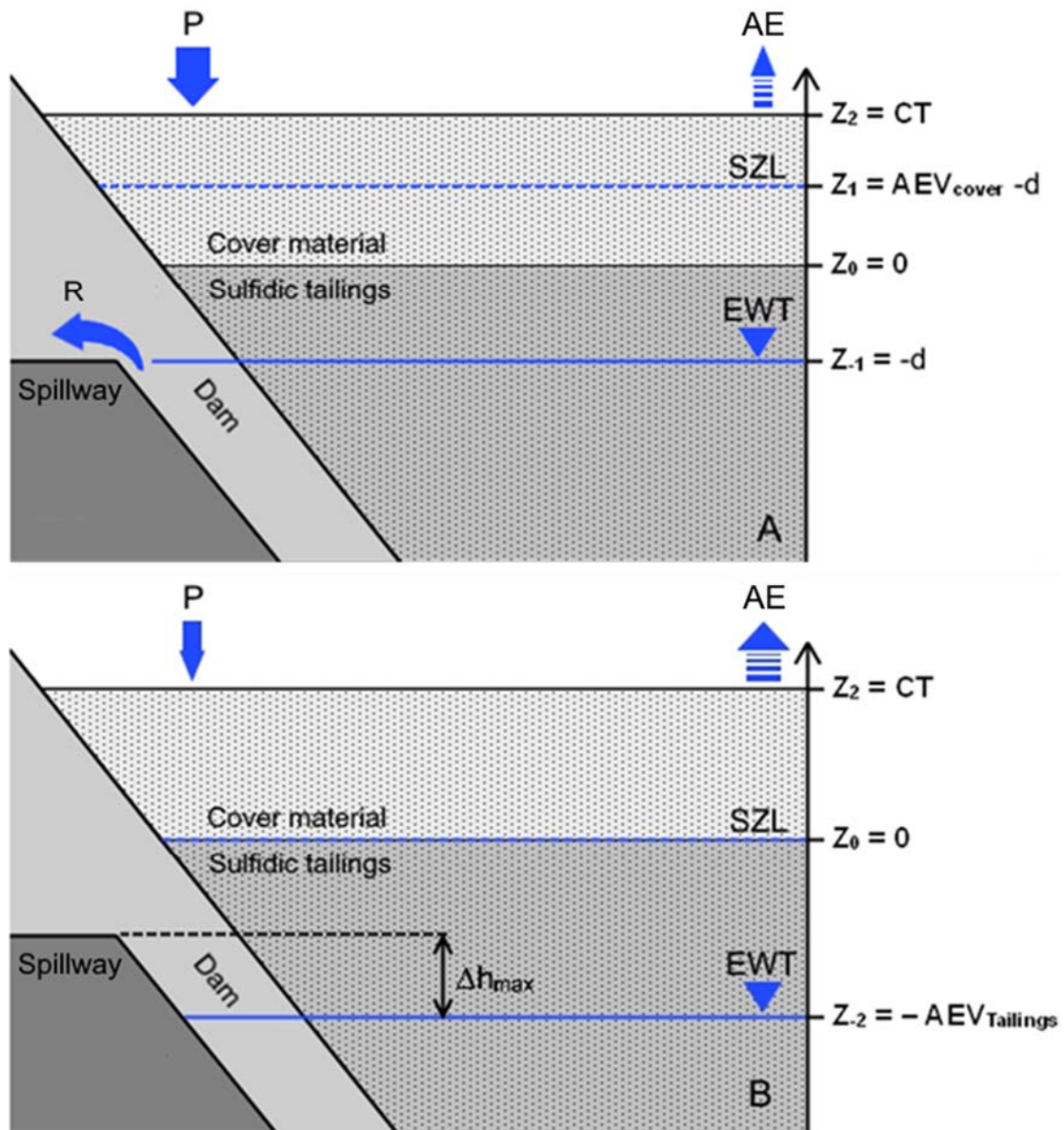


Figure 5.1 Conceptual scheme of the hydrogeological dynamics taking place within a TSF (A: positive water balance; B: negative water balance)

Based on this description one can establish that for the system to remain effective at all time the most severe drought should not cause the EWT to drop further than a distance of Δh_{\max} , with:

$$\Delta h_{\max} = AEV_{\text{Tailings}} - d \quad [5.2]$$

Therefore, the amount of water evaporated during the dry period should not exceed the volume comprised within the Δh_{\max} interval. The volume of evaporated water by surface unit can be expressed as:

$$AE_{\max} = n \times \Delta h_{\max} \quad [5.3]$$

With n (-) standing for the porosity of the tailings. This conceptual scheme, and equations [5.2], and [5.3], rely on three hypotheses: (1) The exfiltration flow through the impervious foundations are negligible. (2) The TSF can be assimilated to a basin with vertical sides, so that to each volume of evaporated water corresponds a specific diminution of the EWT level (acceptable assumption in the case of a TSF of several tens of hectares). (3) During the humid season, the water table stops rising as it reaches the level of the spillway, and the pressure gradient is hydrostatic as the drought begins. (4) The SZL is located at a distance of 1 AEV above the EWT. When the evaporation flux exceeds the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of the material, the saturated capillary fringe may momentarily shrink (Barbour *et al.*, 1993). However, although the phenomenon can be significant near the surface in some occasions, it should not be the case within the sulfidic material underneath the cover.

5.4 Materials & methods

The laboratory work conducted as part of this study included a characterization phase which consisted in physical and hydrogeological analyses. Moreover, the calibration of the subsequent numerical study uses results obtained via the monitoring of eight instrumented columns further described in chapters 3 and 4.

5.4.1 Characterization methods

Three different materials were used in this work: (1) reactive tailings sampled directly on an existing TSF, (2) fresh fine low-sulfide tailings desulfurized at UQAT laboratory, and (3) coarser low-sulfide tailings collected on another mine site. Specific gravity (Gs) was measured with a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330), and grain size distribution was obtained using laser diffraction analyser (Malvern Mastersizer) (Merkus, 2009). Water retention curves (WRC) were plotted based on experimental data acquired via pressure cells (Tempe cells) (ASTM standard D6836-16), and instrumented column tests described below. AEV values were determined using Fredlund et Xing (2004) two-tangent method. Finally saturated hydraulic conductivity k_{sat} were determined with a rigid wall permeameter (ASTM Standard D5856-15)

5.4.2 Column tests

Eight experimental columns designed to simulate reclamation scenarios were monitored for over a year between 2015 and 2017. In each set-up (see Figure 5.2), 30 cm of reactive tailings were deposited at the bottom of the column. A cover layer made of 50 or 100 cm of fine or coarse low sulfide tailings was added above the reactive tailings. Every material was deposited in a similar fashion, by consecutive addition and

compaction of 10 cm layers to reach a porosity of 0.40-0.45. Moreover, each column was equipped with three θ sensors (EC-5. METER Group, Inc.), one in reactive tailings, 0.2 m from the bottom, and two in the cover, 0.1 m above the interface and 0.1 m below the top surface. Two suction (ψ) sensors (Watermark 200SS) were also set up opposite from θ sensors in the cover. θ data were acquired at a frequency of one measurement every six hours using data loggers (METER Em50). Ψ data were collected weekly using a digital reader (Watermark Sensor Digital Reader 6455). The base of each column was equipped with a ceramic plate (AEV: 50 kPa; n: 0.5) and connected via a flexible tube to a water reservoir fixed at a desired height in order to simulate the EWT. Finally, the columns were subjected to monthly wetting-drainage cycles. For this purpose, the EWT reservoir was disconnected (for the duration of the leaching period), 2 L of deionised water was added at the top, and allowed to percolate through the system. The leachate was collected in a separate reservoir for up to five days after water addition, before launching a new cycle.

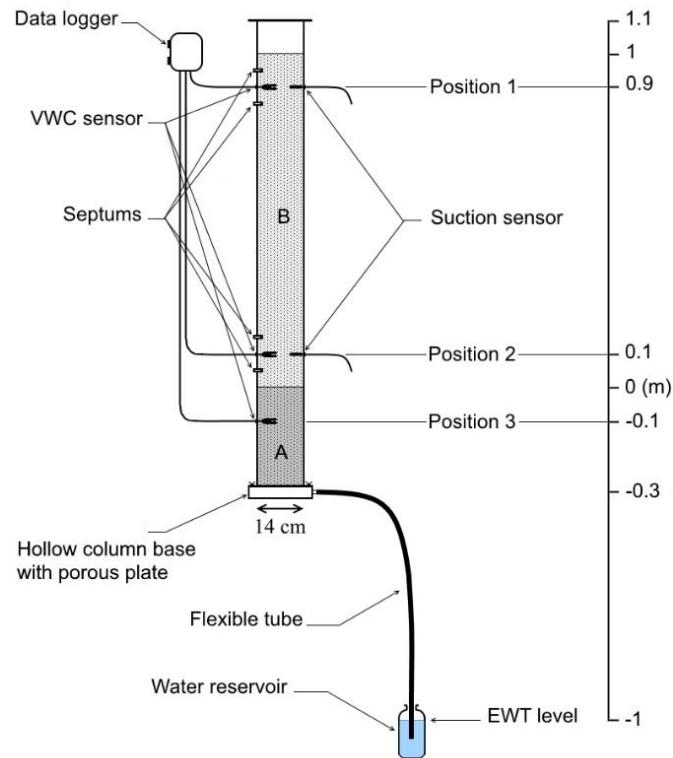


Figure 5.2 Schematic illustration of an experimental column (A: reactive tailings; B: cover material)

5.4.3 Configuration of the model with SEEP/W

SEEP/W™ is a module of the geotechnical engineering software GeoStudio (GEOSLOPE international, LTD) (Geoslope, 2017). It is a finite element program developed for 1D/2D modeling of groundwater circulation in porous saturated/unsaturated media, based on Richards' equation [5.4]. It is expressed here for the z dimension only, for sake of consistency with the configuration of the model used in this work.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad [5.4]$$

θ (-), k_z (cm.s⁻¹), and ψ (kPa) are respectively the volumetric water content, the unsaturated hydraulic conductivity at vertical position z (cm), the suction, and t (s) is time.

In order to simulate water flow, the code requires the WRC of the materials. The curves displayed in Figure 5.3 along with the experimental data points acquired via Tempe cell, and via the experimental columns were plotted using van Genuchten (1980) fitting model [5.5].

$$\theta(\psi) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha\psi|^n]^m} & \psi > 0 \\ \theta_s & \psi \leq 0 \end{cases} \quad [5.5]$$

θ_r , and θ_s respectively stand for the residual, and saturated volumetric water content, to a porosity size distribution parameter, with $m = 1 - 1/n$. The porosities of the cover materials (fine and coarse-grained low sulfide tailings respectively) in place in the columns were found to range from 0.39 to 0.45. An intermediate value 0.42 was selected in both cases. As for the sulfidic tailings, which ended up a little more compacted on average, a value of 0.40 was chosen. It should be noted that some offset exists between the data points acquired with Tempe cell compared to those measured in the experimental columns, especially in the case of the coarse cover tailings. This observation is partly due to the difference in porosity of the tailings (up to 0.45 in columns, and 0.40 in the Tempe cell). Moreover, the Tempe cells data points were acquired through drainage while column tests conditions involved both drainage and

wetting cycles, which favour hysteresis effects (Maqsoud *et al.*, 2012; Maqsoud *et al.*, 2006). The van Genuchten fitting curves were calculated to fit preferentially the experimental column data points, which were considered more representative of field conditions. The AEV of reactive tailings ($S_r \approx 85\text{-}90\%$) was estimated at 14.5 kPa (≈ 1.50 m). This value was selected as a performance indicator of the monolayer cover with EWT model. In other words, a scenario was considered valid as long as this suction (and corresponding S_r) was not exceeded at the top of the tailings. Incidentally, plotting WRCs also allows the determination of the suction at which the residual water content is reached (Ψ_r) which correspond to the suction obtained when the residual S_r is attained (after the second inflection of the curve).

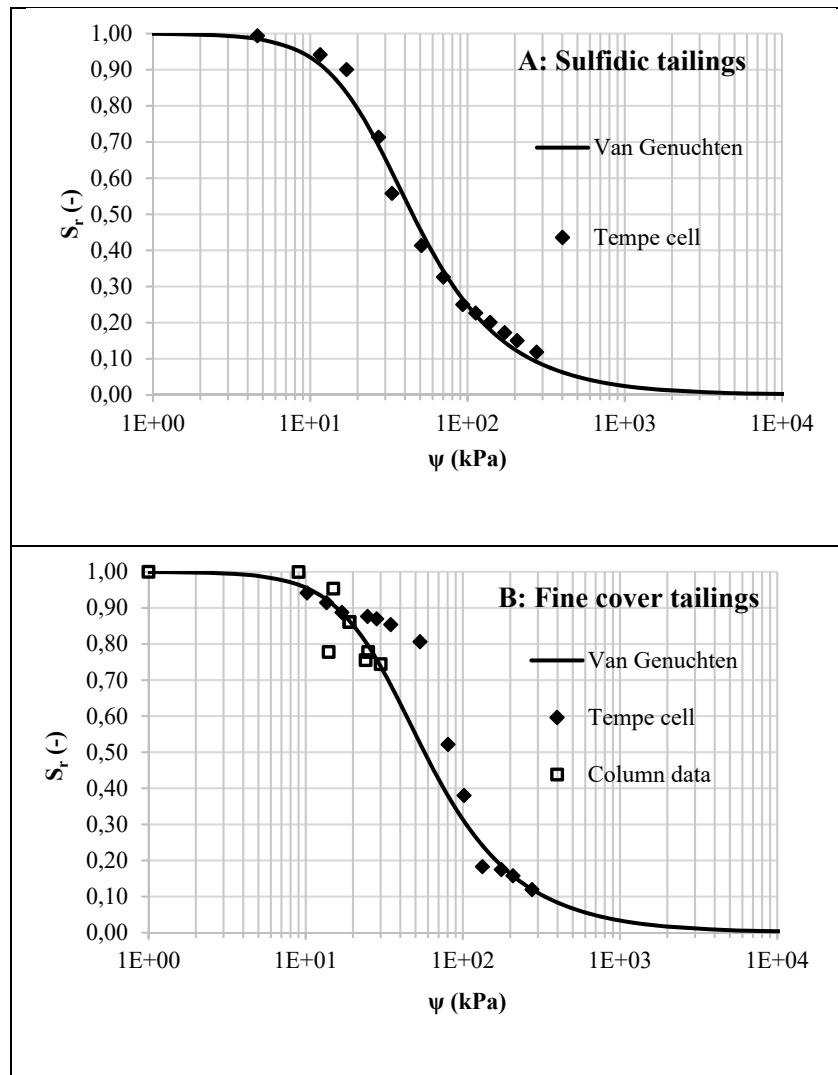


Figure 5.3 Water retention curves of the materials (A: sulfidic tailings; B: fine cover tailings; C: coarse cover tailings)

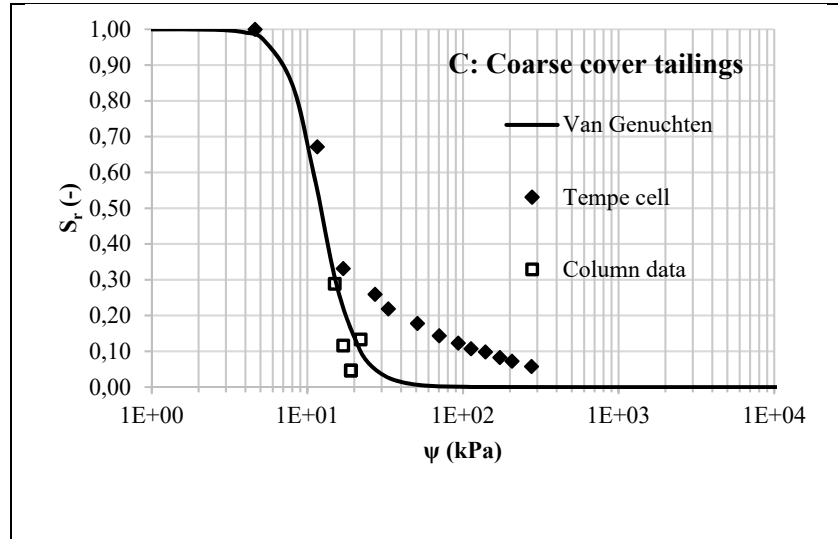


Figure 5.3 Water retention curves of the materials (A: sulfidic tailings; B: fine cover tailings; C: coarse cover tailings) (suite)

The permeability functions used in the model are presented in Figure 5.4. The curves were truncated at $1.10^{-12} \text{ cm.s}^{-1}$ in order to facilitate the code resolution at the interface between materials. The measured k_{sat} are $8.7.10^{-5} \text{ cm.s}^{-1}$ for the reactive tailings, and $4.5.10^{-5}$, and $1.5.10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ for the fine and coarse-grained cover tailings respectively. The permeability function (Figure 5.4) deduced from the k_{sat} values were plotted using van Genuchten (1980) formulation of Mualem (1976) model [5.6] which can be expressed:

$$k(S_e) = \begin{cases} k_{\text{sat}} S_e^\lambda \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 & \psi \geq 0 \\ k_{\text{sat}} & \psi < 0 \end{cases} \quad [5.6]$$

The unsaturated hydraulic conductivity k (cm.s^{-1}) is function of the effective saturation degree expressed $S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$, whereas $\lambda = 0.5$ is a parameter of pore connectivity (Schaap et van Genuchten, 2005; van Genuchten, 1980).

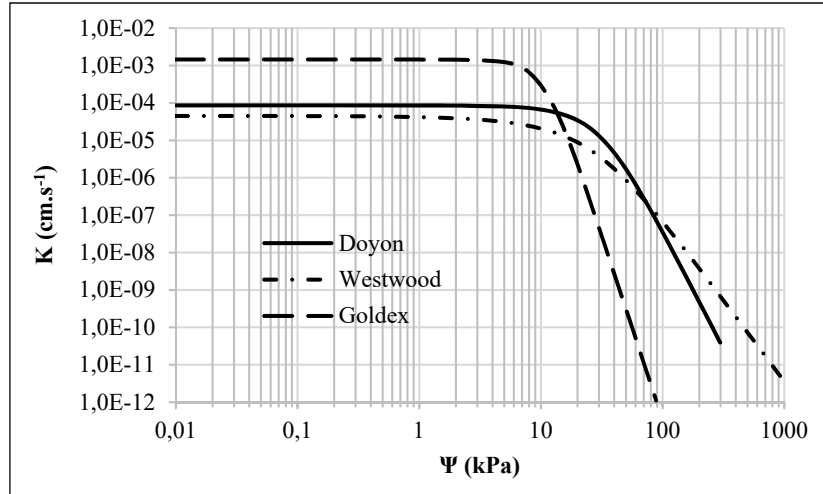


Figure 5.4 Unsaturated permeability functions of the tailings

SEEP/WTM also incorporates the possibility of simulating soil-atmosphere interactions by application of boundary climatic conditions. For this work, Penman-Wilson formula (Wilson, G. W. *et al.*, 1994) [5.7] was chosen to simulate evaporation. It was developed to assess actual evaporation (AE) from bare soils at various saturations based on the original Penman equation (Penman, 1948) designed to assess evaporation from free water surfaces (which is equivalent to PE).

$$E = \frac{\Gamma q_n^* + \gamma E_a}{\Gamma + \gamma/h_s} \quad [5.7]$$

The evaporative flux E (m/day) depends on Γ , (kPa.C⁻¹), the derivative of the saturated vapour pressure as a function of temperature curve, q_n^* the net radiation at the soil surface, γ (kPa/C) the psychrometric constant (= 0.0665 kPa/C), h_s (-) the relative humidity or air at the soil surface, and the aridity parameter E_a (m.day⁻¹) is expressed as: $f(u)e_a(\frac{1}{h_a} - \frac{1}{h_s})$, where $f(u) = 0.3(1 + 0.146 u)$, with u (m.day⁻¹) the wind speed, e_a (kPa) the water vapour pressure of the ambient air, h_a (-) the relative humidity in the air. It should be noted that by assigning the value 1 to h_s , the Penman-Wilson equation [5.7] transforms back to the original Penman equation and allows the software to calculate potential evaporation.

If not measured directly on site, solar radiation q_n^* can be estimated via the climatic module of SEEP/W, which incorporates equations [5.8] from Allen *et al.* (1998) and [5.9] called Angstrom formula. The calculation is based on astrophysics, and atmospheric parameters in relation with the location and time of exposure. Equation [5.8] allows the calculation of extra-terrestrial radiation q_{ext} (m.day⁻¹) that reaches the outer edge of atmosphere above the considered location.

$$q_{ext} = \frac{24 \times 60}{\pi} G_{SC} d_r [\omega_s \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \sin \omega_s] \quad [5.8]$$

Where G_{SC} (= 118 MJ/m²/day) is the solar constant, d_r ($= 1 + 0.033 \cos(\frac{2\pi}{365}J)$), the inverse relative distance of earth from the sun (in which J is the rank of the day in the year), ω_s ($= \cos^{-1}(-\tan \varphi \tan^{-1} \delta)$) (rad) the sunset hour angle, φ (rad) the latitude, δ ($= 0.409 \sin \frac{2\pi}{365}J - 1.39$) (rad) the solar declination. Equation [5.9] gives the shortwave radiation q_s (m.day⁻¹) that actually hits earth's surface.

$$q_s = \left(a_s + b_s \frac{n}{N} \right) q_{ext} \quad [5.9]$$

Where a_s (-), and b_s (-) represent regression constants, and n (h), and $N(= \frac{24}{\pi} \omega_s)$ (h), respectively actual, and maximum possible sunlight duration (with $n = N$ on a clear day). The value a_s , and b_s parameters are assumed to be 0.25, and 0.50 respectively (FAO, 1998; Geoslope, 2017).

Albedo is also an important parameter related to the evaporation process, as it determines the proportion of the incident radiation energy that is reflected and dispersed into the atmosphere, as opposed to the amount absorbed by the ground (or the covered tailings). Blight (2010) proposed a chart of values of tailings albedo, ranging from 0.14 to 0.33 depending on their colour, and wetness. However, the parametrization of the climatic module in SEEP/W can also be simplified by applying an arbitrary net radiation value to each time step, thus by-passing the albedo parameter.

The model was configured without precipitation, and with climatic parameters of otherwise realistic amplitude. More precisely, the average temperature was set at 20°C, the average relative humidity at 0.5, the daily net radiation at 0.9 kJ.s⁻¹.m⁻², and the wind speed at 2 m.s⁻¹ were applied to all simulations. They were run until total PE values (calculated by the software) of respectively 0.75, 1.00, 1.25, and 1.50 m were reached after respectively 32, 43, 54, and 65 one day time-steps. The response in terms of hydraulic head variation Δh , and S_r at the surface of sulfidic tailings, to the applied total PE values was then assessed for each of the forty-six variations of monolayer cover systems. The varied parameters were (1) the cover material (fine or coarse-grained cover tailings); (2) the cover thickness (ranging from 0.3 to 3.0 m for the fine cover tailings, and 0.3 to 2.0 m for the coarse cover tailings; 0.3 m corresponding to

the thinnest cover that can technically be set up); the EWT initial level (at interface or 1 m below interface).

Figure 5.5 presents an annotated capture of the 1D model done with SEEP/WTM. The steady-state condition is on the left, with the EWT fixed at level 0 (the interface between the reactive tailings and cover), via a total water head of 2 m defined as bottom boundary condition. The transient model is on the right; the land-climate interaction boundary condition is applied to the top of the system, and the bottom boundary condition is disabled, in order to allow the EWT to fluctuate. A mesh size of 0.01 m was applied, and a time resolution of 10 steps per day.

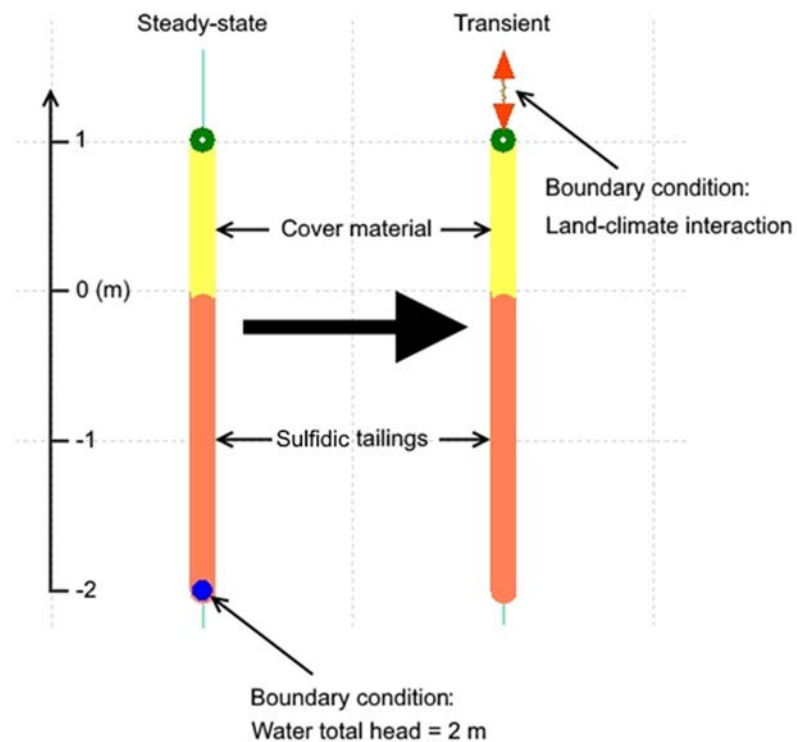


Figure 5.5. Illustration of the SEEP/WTM model (1 m cover system; starting EWT level at interface)

5.5 Results

5.5.1 Evaporation height assessment

Figure 5.6 shows the evolution of the evaporation height for both cover materials, as a function of the cover thickness, and for various PE, with a starting EWT level at interface. For both cover materials, a diminution of the evaporation height was observed as the cover got thicker, however the decrease rate diminished with increased cover thickness. This suggests that the gain in cover performance decreases as the thickness increases. Furthermore, the different curves defined for each total PE value appears to converge toward an almost null Δh . Finally, for an equivalent thickness, coarse cover tailings appears to be more effective in limiting evaporation than fine cover tailings, with Δh of 0.10 m as opposed to 0.52 m for a 0.6 m cover.

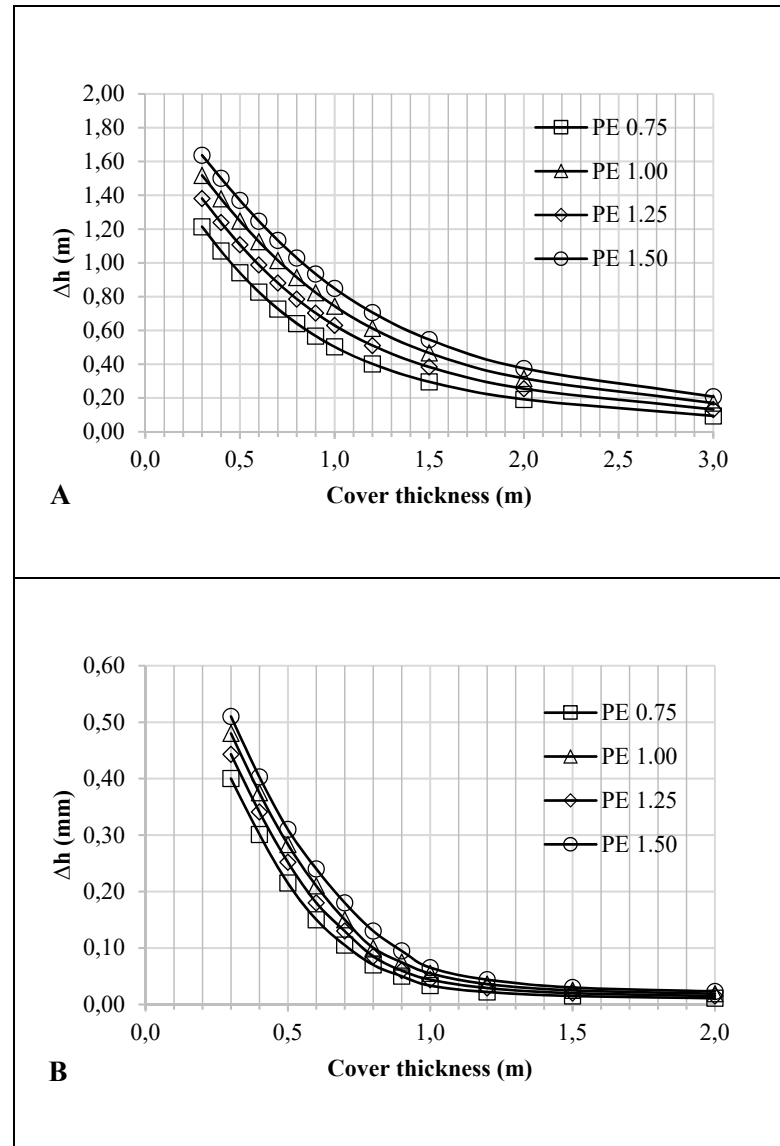


Figure 5.6 Δh for initial EWT level at interface (A: Fine tailings cover; B: Coarse tailings cover)

In Figure 5.7, the initial EWT level was lowered one meter below the interface. The Δh were approximately 2 times lower than for EWT at interface for fine tailings covers, and 6 to 4 times lower for coarse cover tailings depending on the total PE value

considered. The gain in performance in favor of coarse tailings cover is even amplified in this case in comparison with the scenario with an EWT level at interface.

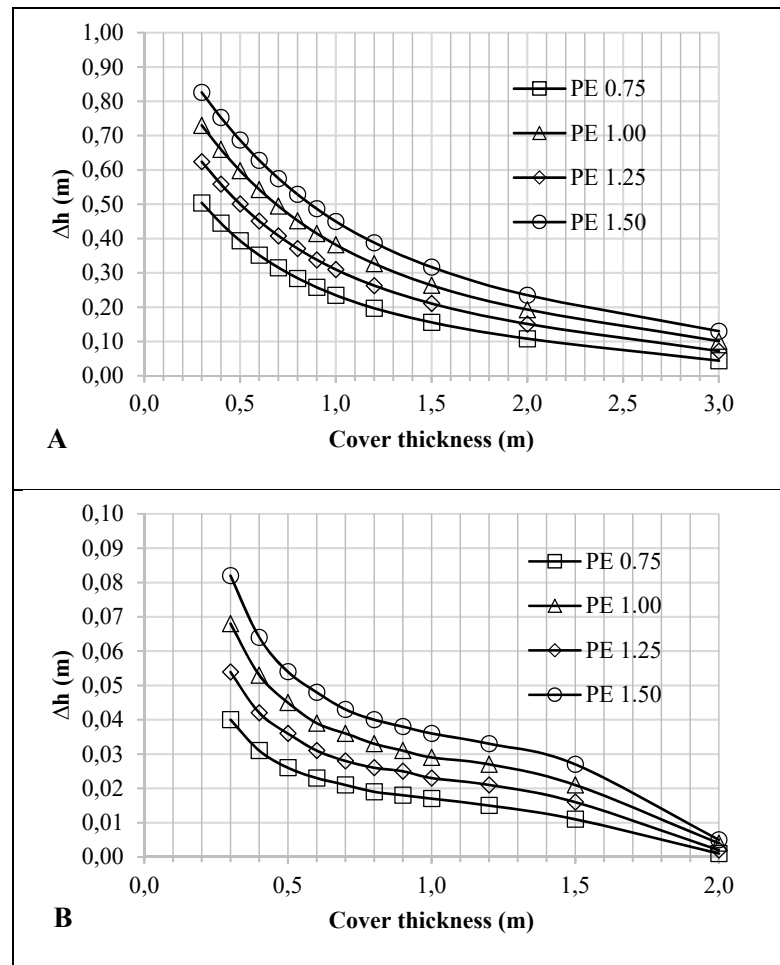


Figure 5.7 Δh for initial EWT level 1 m below interface (A: Fine tailings cover; B: Coarse tailings cover)

5.5.2 Evolution of S_r at the tailings surface

Figure 5.8 presents the evolution of the S_r at the surface of the reactive tailings as a function of the cover thickness for the different PE values when the initial EWT level is set at interface. 8A shows that a cover thickness of 30 to 60 cm of fine cover tailings is required, depending on the considered total PE value, to achieve the targeted S_r of 0.85-0.90 (commonly admitted as a performance criterion for the technique; e.g. Ouangrawa *et al.* (2010); Pabst *et al.* (2014); Rey *et al.* (2019)). Figure 5.8B shows that for all of the tested cover thicknesses, the coarse cover tailings met the S_r criterion. For both covers, the curves relative to each total PE value converge above 99%, at approximately 0.45 m in the case of the coarse tailings cover, and 2.00 m for fine cover tailings. This implies that a further increase in cover thickness has no impact on the degree of saturation of reactive tailings.

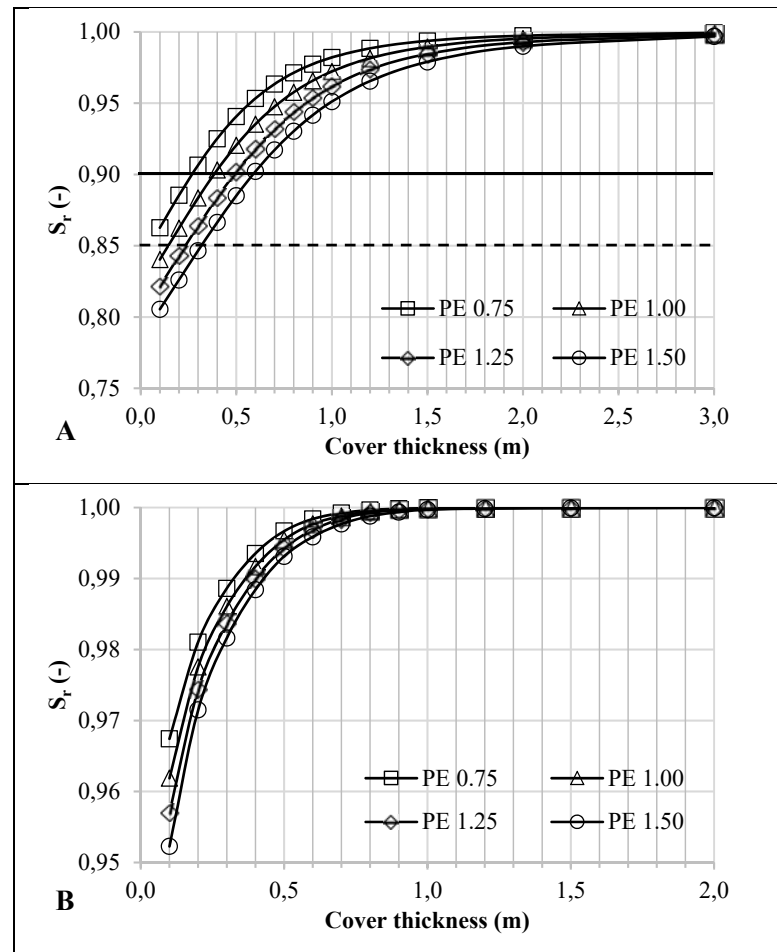


Figure 5.8 S_r at the surface of sulfidic tailings for initial EWT at interface (A: Fine cover tailings; B: Coarse cover tailings)

When the initial EWT level is set 1 m below the interface, a fine cover tailings thickness of 0.90 to 1.85 m (depending on the considered total PE value) is necessary to meet the target S_r , as shown in Figure 5.9. The coarse cover tailings was able to provide the required S_r conditions in every simulated scenarios. In that case, the curves associated with each total PE value, do not converge towards a S_r value of 1.00, but instead towards the S_r corresponding to a 1 m suction (9.81 kPa) in sulfidic tailings, that is to say approximately 0.97 (see the sulfidic tailings WRC Figure 5.3).

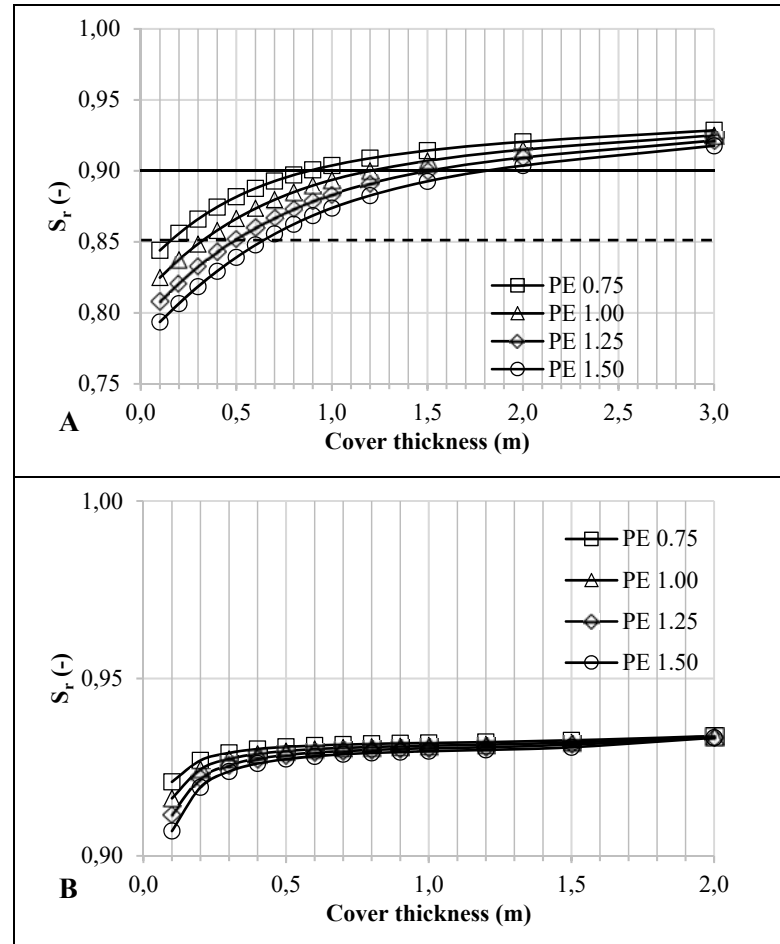


Figure 5.9 S_r at the surface of sulfidic tailings for initial EWT 1 m below interface (A: Fine cover tailings; B: Coarse cover tailings)

5.6 Discussion

Several roles can be attributed to the monolayer cover in association to the EWT technique such as creating a zone of low oxygen diffusion above the tailings or consuming part of the oxygen via residual sulfides. In the present study, the focus is

set on the ability of the cover system to guarantee a water-balance that is favourable to the constant maintenance of reactive tailings at a near-saturated state. This study underlined the interaction of the different design parameters namely, initial EWT level, cover grain-size, thickness, on the performance of the system. An approach of optimization of the technique therefore suggests an understanding of these mechanisms. A lower initial EWT level will for instance require by compensation the installation of a thicker cover. The results presented above particularly revealed the importance of the grain size, or more precisely, the water retention properties of the cover material, in the control of the water balance of the system. Penman-Wilson model [5.5] indeed implies that the relative humidity at the soil surface h_s controls actual evaporation, as it corresponds to the denominator in the denominator term of the equation. Incidentally, this parameter is closely related to the notion of moisture availability (ability of a soil to transmit enough water to sustain potential evaporation), itself dependent on the water content near the surface of the soil. Indeed, as soon as the most superficial horizon of the cover reaches its AEV, the evaporative height starts diminishing rapidly until residual saturation, or in other words, its Ψ_r , is attained. Finally as the wilting point is passed, only the vapour flux coming from deeper horizons of the ground will participate to evaporation (Kondo *et al.*, 1990; Wilson, G. W. *et al.*, 1994; Wilson, W. G. *et al.*, 1997). As a consequence, the use of a material characterized by a low AEV and ψ_r , such as in the case of the coarse cover tailings (although fine enough to inhibit convections phenomenon, obviously harmful to the system's performance), will allow a better control over evaporation, and EWT level. Illustration of these concepts is shown in Figure 5.10, in which is presented the S_r profiles in two systems set up with a 0.50 m cover, an initial EWT level 1 m below interface, and for a total PE value of 1.25 m. When the cover material is the fine one, the S_r near the surface reaches 0.85, which corresponds to a maximum permitted abatement $\Delta h_{\max} = 0.50$ m ($S_r = 0.85$) according to [5.2]. When coarse cover tailings is used, the surface

of the cover is highly unsaturated ($S_r = 0.32$), and the sulfidic tailings remain within saturation target ($S_r = 0.93$).

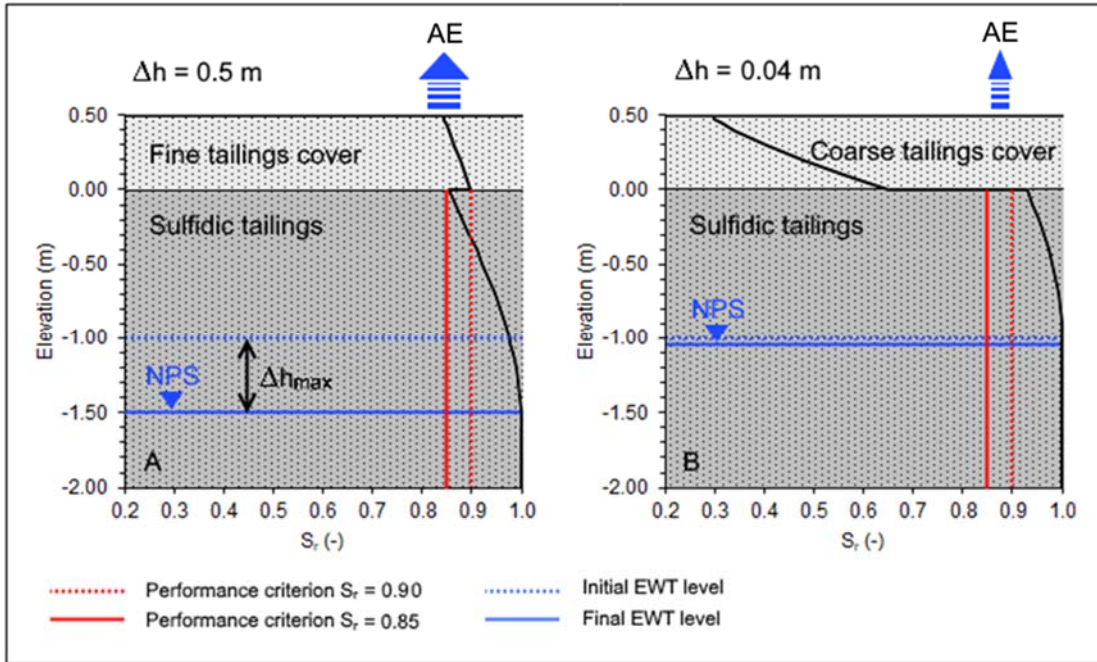


Figure 5.10 S_r profile of the system for both cover materials (case of a 0.50 cm cover, with total PE = 1.25 m)

Once the EWT has dropped at a depth equivalent to the Ψ_r value below the surface, the evaporation height becomes minimal. Therefore, if one considers, as established earlier, that the EWT should not drop lower than 1 AEV below the tailings surface (Demers *et al.*, 2008; Ouangrawa *et al.*, 2006; Rey *et al.*, 2019), then a system designed with a cover thickness $CT_{opt.} \geq \psi_{r\ cover} - AEV_{Tailings}$ will constitute a very resilient system. In the case of a TSF covered with the tested coarse tailings, this would represent a cover thickness of 0.6 m. Any gain of performance brought by further addition of cover material will be minimal.

However, a perfectly viable cover system with a thickness inferior to the CT_{opt} defined here is possible. Simulation results show that for a TSF set up with initial EWT level at interface a fine tailings cover, only 0.60 m should be sufficient to sustain a total PE value of 1.50 m. This required thickness would increase to 1.80 m, if the EWT level was to be set 1 meter below interface (Figure 5.11).

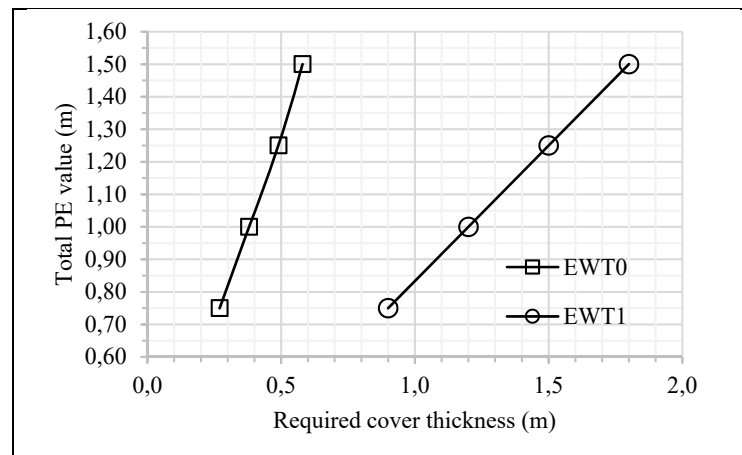


Figure 5.11 Range of required fine tailings cover thickness as a function of total PE value, for EWT initial level at interface (EWT0) or 1 m below (EWT1)

In order to determine the adequate cover thickness for the reclamation of a TSF, it is essential to determine more precisely the intensity of the droughts to which the system could be subjected. Moreover, it is possible that the long-term reliability of the reclamation concept can be affected by climate change (Ouranos, 2015).

Finally, the better performance of the coarser tailings cover material over the fine tailings cover in controlling evaporation should not be extrapolated carelessly to any grain size. Indeed, while relatively fine granular materials such as tailings are mainly affected by diffusive air movement (Elberling *et al.*, 1993; Refsgaard *et al.*, 1991),

coarser materials such as waste rocks for instance may, on the contrary be subject to convective transport of vapour (Lefebvre *et al.*, 2001). This phenomenon could affect the performance of such coarse cover in limiting both actual evaporation, and oxygen migration in direction of the reactive tailings. Finally, results show that a coarse tailings cover of 30 cm is sufficient to insure sufficient evaporation control even in the case of a 1.50 m total PE value with initial EWT level 1 m below interface. However, it should be noted that Penman-Wilson land-climate function is applied to the surface of the model and was not developed for two-layered system. When applied to a system composed of a thin cover made of unsaturated coarse tailings deposited on top of highly saturated sulfidic tailings, it may therefore underestimate the vapour flow coming from the underlying material. The validity of the present concept should be validated by field experimentation.

5.7 Conclusions

The ability of the monolayer cover with EWT system to prevent the formation of AMD relies on its capacity to maintain the reactive tailings in a near-saturated state. To guarantee this condition, the EWT should not be permitted to drop further than an equivalent distance of one AEV below the surface of the tailings. One role of the cover is to control the water balance and insure the resilience of the system during drought events. The present parametric study highlighted the interaction between the main design parameters, namely, the initial EWT level, the cover grain size and thickness.

The Penman-Wilson equation used in the present work expresses that for a given set of climatic parameters, the humidity of air at the soil surface; itself conditioned by water content at the cover surface, has a decisive impact on actual evaporation. WRC parameters may therefore be used advantageously to design a cover that will limit the

water content at its surface in order to control evaporation. Consequently, – While remaining within the grain size range of silt-sand cover materials, for which the gas-advection processes (including vapour uprising) are minimal – a coarse material with lower AEV and Ψ_r will be more performant than its fine counterpart in limiting evaporation. The latter will require thicker deposition for its most superficial horizon to start draining and initiate a decrease in actual evaporation. An optimal condition will finally be met as the material reaches its residual water content around its Ψ_r . The lower the initial EWT levels is, the less latitude for water fluctuation is given to the system, and thus less evaporation should be allowed to insure its performance. The cover design has to be adapted in consequence.

Simulation results suggested that coarse cover tailings presented here should constitute a particularly efficient cover material to control evaporation, as even a thin layer (30 cm) appeared to insure the performance of the system, both for an EWT set at interface, and one meter below it. The fine cover tailings, though less performant, still proved itself helpful to control evaporation. Thicknesses of 0.60 and 1.80 m were needed to mitigate the effect of the most severe total PE value tested of 1.5 m, respectively for initial EWT level set at interface, and one meter below it. On the other hand however, it should be reminded that by favoring capillary rise, a finer material may also limit oxygen migration through the cover and therefore insure better performance in average conditions. Finally, it should be noted that the validity of the methodology presented in this paper should be confronted to results acquired through field experimentation. Moreover, to allow proper cover thickness optimization, the present methodology requires a robust knowledge of the intensity of drought events that may occur at the mine location, and its estimation should integrate climate change.

5.8 Acknowledgements

Financial support for this study was provided by the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Site Reclamation and the NSERC-FRQNT BMP scholarship. The authors would like to thank the Westwood – IAMGOLD partners, URSTM technicians, and the coarse cover tailings - Agnico Eagle team for their collaboration. The authors also thank Claudia Grondin and Maxence C. Belisle-Couture for their assistance in the laboratory, and Elodie Lieber, and Emilie Bresson for assistance with the manipulation of the software.

CHAPITRE VI

DISCUSSION GÉNÉRALE

Dans les chapitres qui précèdent (3, 4 et 5) et qui constituent le cœur de ce document, est présenté un ensemble de dispositifs élaboré pour l'évaluation de différentes configurations de recouvrement monocouche avec NPS dans la perspective de la restauration des parcs # 2 et 3 du site Doyon. Douze colonnes de laboratoire, trois cellules de terrain, ainsi qu'une batterie d'essais de caractérisation physique, chimique et hydrogéologique ont permis d'évaluer le comportement des résidus frais PGA de Doyon, ainsi que deux types de matériaux de recouvrement : des résidus désulfurés issus de la mine Westwood et Goldex. Ces différents protocoles expérimentaux ont enfin permis le calibrage d'un modèle numérique 1D développé dans le but de tester les limites de résilience hydrique du système en conditions de sécheresse; certainement le phénomène le plus à même de constituer un risque pour la performance du système. Dans les chapitres susmentionnés, rédigés dans un format adapté à la publication dans des revues scientifiques, il n'était pas permis de développer davantage certains concepts relatifs notamment à la validité et la limite des méthodes employées. Pour combler cette lacune, on se propose ici de les discuter. Enfin, les cellules expérimentales bien qu'ayant apporté un certain nombre d'informations d'ordre qualitatif sur le comportement d'un tel système à l'échelle intermédiaire de terrain, n'ont pas pu, compte tenu d'un certain nombre de défaillances, être exploitée à leur plein potentiel. Le bilan de cette tentative est donc dressé ici. Les différents sujets dans cette discussion sont donc les suivants : (1) l'incertitude des mesures de flux d'oxygène ; (2) la cinétique de l'évolution géochimique des matériaux (3) l'importance

du phénomène d'hystérèse pour la modélisation numérique ; (4) la défaillance des cellules expérimentales ; (5) une réflexion concernant une approche globale de la restauration des aires d'accumulation de résidus générateurs d'acide.

6.1 Incertitude des mesures de flux d'oxygène

Dans le chapitre 3, une évaluation expérimentale de l'influence des différents paramètres de conception sur la performance de la technique est proposée. Pour atteindre cet objectif, l'approche employée consistait à mener un suivi hydrogéologique, et à déterminer les flux d'oxygène correspondants.

Il est donc essentiel d'étudier le comportement du flux pour chacun des scénarios. Pour ce faire, deux approches ont été mises en place : (1) l'essai de consommation d'oxygène qui permet de calculer le flux global pénétrant à la surface du système, et (2) la technique du gradient d'oxygène, qui permet d'acquérir des valeurs de flux locales. La procédure et les calculs employés sont décrits dans la section 2.4 « Migration des gaz » de la revue de littérature. Ces outils méthodologiques ont largement été employés lors d'études antérieures. Cependant, comme il a été vu dans le chapitre 3, il convient de prendre en compte l'incertitude attachée à chacune des mesures. Elle se définit comme l'écart maximum possible entre la mesure et la valeur exacte. Cette réflexion ne constituant pas l'objet central de l'article, il a donc été décidé de l'approfondir ici. Par ailleurs, bien que les deux approches soient fondées sur les lois de Fick, leur mode de calcul et les instruments de mesure employés diffèrent. L'incertitude sur les valeurs de flux calculés n'étant pas soumises aux mêmes tendances, elles sont donc discutées séparément.

6.2 Essais de consommation d'oxygène

Dans le cas des essais de consommation d'oxygène, les sources d'incertitudes principales ayant été identifiées dépendent de (1) la sonde d'oxygène (Teledyne Oxy-10), ainsi que celles associées à la mesure de (2) la hauteur de la chambre. Leurs valeurs sont les suivantes :

(1) $\pm 0,03$ mV, soit une amplitude de $3,4 \times 10^{-2}$ mol.m⁻³ sur la concentration d'oxygène ; incertitude déterminée expérimentalement en mesurant la variation du signal lorsque la sonde est placée dans un milieu clos en conditions de concentration en oxygène et de température stables.

(2) $\pm 0,5$ cm sur la hauteur de la chambre et dont la relative importance est causée par l'irrégularité du matériel due au martèlement de l'eau sur les résidus au moment du rinçage.

En propageant ces incertitudes dans le calcul du terme $\sqrt{D_e K_r}$ via les Équations [2.13] puis dans celle du flux, dans l'équation [2.11], on accède à l'incertitude absolue sur la valeur du flux. Ainsi on observe que la relation entre les deux obéit globalement à une fonction de type affine (Figure 6.1). Pour une hauteur de chambre mesurée de 10 cm, et les incertitudes considérées, cette fonction est d'équation $y = 0,050 x + 7,8$. On remarque également que la part de l'incertitude reliée à la hauteur de la chambre est prédominante. En s'en affranchissant, l'équation de l'incertitude devient $y = 0,002x + 7,4$.

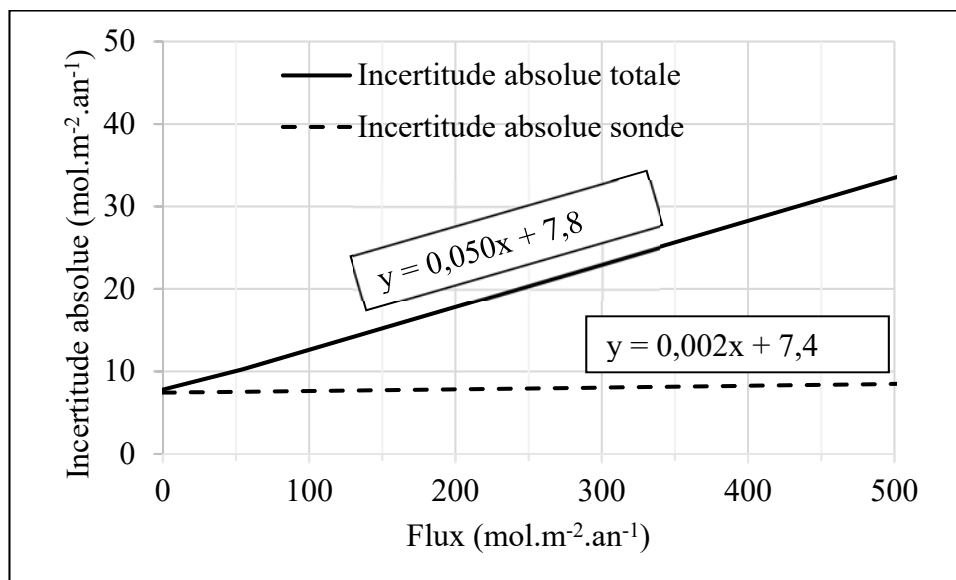


Figure 6.1 Incertitude absolue en fonction du flux

6.3 Méthode du gradient d'oxygène

Les sources d'incertitude sur les flux d'oxygène calculés via la technique du gradient, sont principalement issues de (1) la mesure de la porosité, (2) des valeurs de θ acquises avec les sondes EC-5 (METER Group, Inc.), ainsi que de (3) la concentration en oxygène, donnée par le chromatographe (Micro-GC). Les incertitudes choisies dans chacun de ces cas sont :

- (1) $\pm 0,01$, soit une amplitude de 0,02, ce qui correspond à l'écart maximum (exception faite du seul cas de la couverture de CO₂) entre porosités mesurées à la construction et au démantèlement des colonnes (voir Tableau 6.1).

Tableau 6.1 Porosités moyennes mesurés dans les résidus sulfureux et les recouvrements à la construction et au démantèlement de chacune des colonnes

	# Colonne	CO1	CO2	CO3	CO4	CO5	CO6	CO7	CO8
Couverture	Construction	0,46	0,46	0,43	0,43	0,45	0,45	0,45	0,43
	Démantèlement	0,44	0,43	0,45	0,42	0,47	0,45	0,43	0,45
Résidus	Construction	0,40	0,40	0,41	0,41	0,41	0,41	0,39	0,41
Doyon	Démantèlement	0,42	0,41	0,43	0,41	0,43	0,43	0,41	0,43

(2) $\pm 2\%$ de la valeur de θ mesurée après calibration spécifique au matériel, conformément à la notice du constructeur.

(3) $\pm 0,03\%$ O₂ pleine échelle, soit une amplitude de 0,06, ce qui correspond à l'écart maximum obtenu par l'appareil à l'occasion d'un test qui consistait en la mesure successive de vingt échantillons d'air du laboratoire.

En propageant ces incertitudes estimées sur les valeurs de θ et de porosité dans le calcul du D_e (Équation 3.2) et sur la concentration en oxygène dans l'expression du gradient de la loi de Fick (Équations 3.1), on aboutit à une valeur d'incertitude absolue sur le flux calculé. Cette fois, la valeur de l'incertitude n'est plus directement proportionnelle au flux, mais dépend de deux variables, il n'est donc plus possible de représenter leur relation dans un graphique à deux dimensions. Néanmoins, en définissant l'incertitude relative comme étant le rapport de cette incertitude absolue sur le flux calculé, on peut établir une relation unique qui la relie à S_r pour un paramétrage défini plus haut, on obtient la courbe présentée en Figure 6.2. L'incertitude relative connaît une croissance progressive avec l'augmentation de S_r qui a pour conséquence la diminution du D_e et donc du flux. Et, à partir de $S_r = 0,72$ sa valeur atteint 0,5, ce qui signifie que l'amplitude totale du domaine d'incertitude (= deux fois l'incertitude) devient supérieure à la valeur mesurée. Cette augmentation subit ensuite une nette inflexion

positive aux alentours de $S_r = 0,85-0,90$, qui traduit un effondrement du flux, conforme à ce qui est décrit dans la littérature (Aubertin *et al.*, 1998).

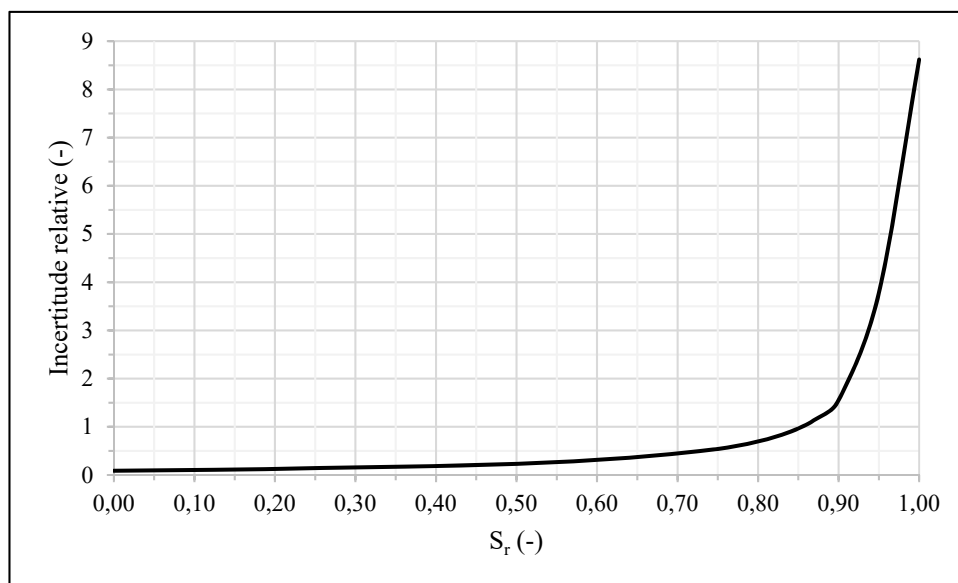


Figure 6.2 Incertitude relative (= Incertitude absolue / Flux) des mesures estimées via la technique des gradients en fonction de la saturation du matériel

6.4 Méthode chimique

Dans le chapitre 4, les concentrations en soufre total et en calcium – résultant respectivement de l'oxydation de la pyrite et de la dissolution de la calcite, minéral neutralisant principal de l'étude – mesurées dans les lixiviats récoltés à chaque rinçage ont été présentées. Les mesures de concentration en ces éléments, obtenues pour le 10^{ème} rinçage sont ici converties en flux d'oxygène et mises en regard des résultats obtenus via les ECO (pour ce même rinçage), présentés au chapitre 3 (Figure 6.3). La lecture de ce graphique montre une convergence entre les données. Néanmoins, on

constate que pour les flux les plus faibles ($< 10 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) les mesures obtenues via les ECO se situent en dessous de celles obtenues avec les méthodes chimiques. Cette incertitude des ECO pour les faibles variations de concentration en oxygène dans la chambre est connue et référencée (Mbonimpa *et al.*, 2011; Bussière *et al.* (2002)). Par ailleurs, on observe que les flux obtenus à l'aide des concentrations en calcite sont systématiquement légèrement plus hauts que ceux obtenus avec le soufre total. Cela peut s'expliquer par l'acidité de l'eau déionisée ($\text{pH} \approx 5,5$) utilisée lors des rinçages. Il est probable qu'elle ait pu dissoudre une faible quantité de calcite sans contribution de l'acidité produite par une oxydation préalable de la pyrite résiduelle.

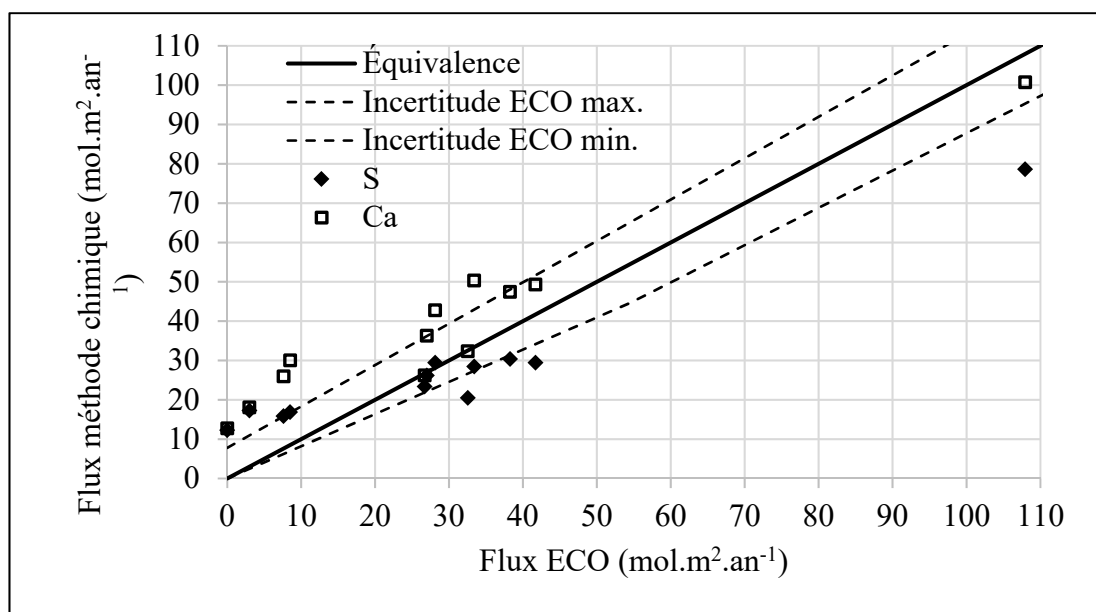


Figure 6.3 Comparaison des valeurs de flux chimique calculées via la méthode du soufre total en solution avec les mesures ECO (10^{ème} rinçage)

6.5 Cinétique de l'évolution géochimique des matériaux

6.5.1 Déplétion de la pyrite dans les recouvrements

Dans le chapitre 4, est entre autre détaillée l'évolution cinétique de la teneur résiduelle de la pyrite dans les divers recouvrements. À partir de ces mesures ont notamment été calculés des temps d'épuisement, ainsi que des flux globaux d'oxygène consommés par les différentes couvertures sur la durée totale de l'expérience. Les valeurs de déplétion obtenues ont également été comparées à la quantité cumulée de soufre total mesuré dans les lixiviats. Bien que les deux méthodes d'analyse montrent des variations cohérentes d'une colonne à l'autre, on observe des valeurs de déplétion inférieures de 17,7% (valeur absolue) en moyenne avec la méthode des lixiviats par rapport à celle de l'analyse chimique des matériaux post-démantèlement. La source première de cette différence est que les lixiviats des deux premiers rinçages n'ont pas été analysés, et sont donc absents du calcul de cumul du soufre total en solution. L'omission de ces valeurs dans le bilan final est d'autant plus dommageable, que les concentrations en sulfure total des premiers rinçages mesurés présentent quasi-systématiquement les valeurs les plus élevées de tous les rinçages.

Un autre phénomène susceptible d'avoir participé à cet écart est l'erreur sur la valeur de teneur initiale utilisée dans le calcul du taux de déplétion via les deux approches employées. En effet, cette valeur a été mesurée sur un échantillon après homogénéisation des matériaux, néanmoins, il se peut que des hétérogénéités de teneur en pyrite demeurent. Or, il se trouve que l'erreur sur la valeur de la teneur initiale en pyrite (écart par rapport à la valeur réelle) se répercute de façon inverse sur le taux de déplétion calculé d'une approche, par rapport à l'autre. Par conséquent, plus l'erreur sur la teneur initiale est grande, plus l'écart entre les valeurs calculées via les deux

méthodes divergent. Ainsi pour le cas particulier de la CO1, horizon supérieur (0-10 cm) illustré dans la Figure 6.4, on observe que pour une erreur relative de -10% sur la teneur initiale en FeS_2 , l'écart entre les résultats obtenus avec les deux méthodes est déjà de 24%.

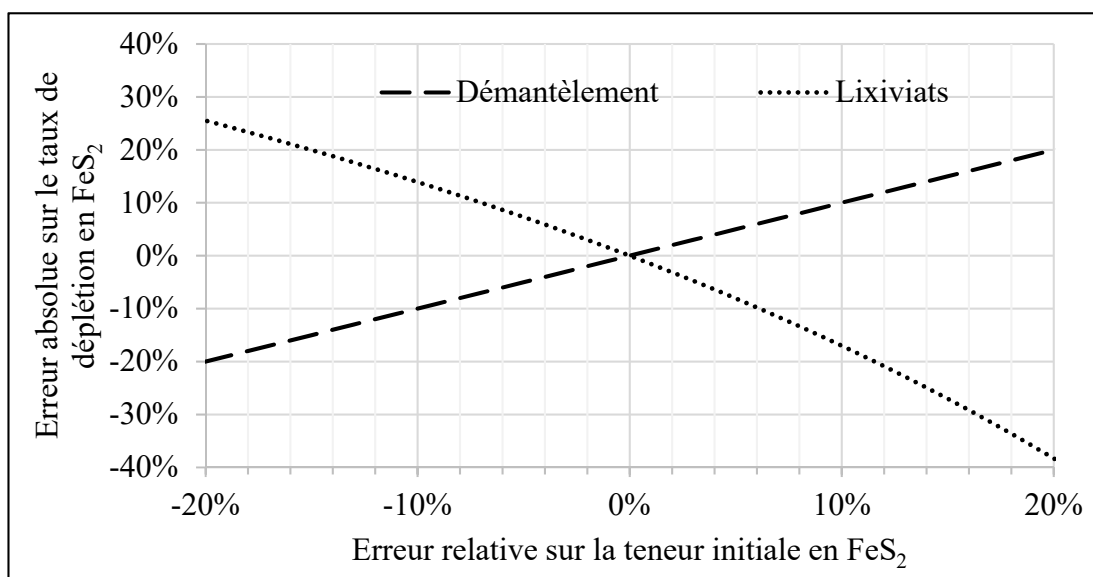


Figure 6.4 Évolution de la valeur de l'erreur absolue sur le taux déplétion calculé via l'approche des « lixiviats » et du « démantèlement » en fonction de l'erreur relative sur la teneur initiale en FeS_2 dans le matériel de couverture – cas de l'horizon superficiel (0-10 cm) de la colonne #CO1 (couverture Westwood) ; teneur initiale : 0,32%, teneur finale : 0,15%

6.5.2 Risques de DNC

L'étude hydrogéochimique proposée dans le chapitre 4 a permis de mettre en évidence un risque de contamination de l'effluent minier au zinc et au fer, cependant les

implications soulevées par ce constat concernant la gestion d'un site minier comme Doyon-Westwood n'ont pas pu être développées.

Bien qu'un risque de contamination de l'effluent par le zinc ait pu être identifié par l'analyse des eaux de rinçage des colonnes expérimentales, il paraît cependant important d'en nuancer la portée. Si les eaux analysées dans le chapitre 4 correspondent à un lixiviat pur, l'effluent final d'un site, correspond quant à lui davantage à un mélange. En effet, sur un site minier, les eaux de drainage des parcs à résidus sont largement diluées par les eaux de ruissellement provenant de l'ensemble de la zone opérationnelle, dont les parcs et les haldes ne constituent qu'une fraction. Les nombreuses analyses ICP-AES menées sur les différents matériaux, au démantèlement des colonnes ont montré des teneurs en zinc très similaires entre les résidus Doyon et Westwood (108 et 130 mg.kg⁻¹ respectivement en moyenne). Or, étant donné qu'il n'y a, jusqu'à présent jamais eu de problématique de contamination au zinc de l'effluent final du site Doyon-Westwood, il n'y pas de raison que cela change, après la restauration des parcs Doyon. Cette remarque demeure valable à condition, bien sûr que la composition des résidus Westwood désulfurés reste la même. En effet, le zinc constitue un élément particulièrement préoccupant compte tenu de sa toxicité d'une part, et de sa forte mobilité à pH neutre d'autre part. Par conséquent une augmentation de la teneur en zinc dans les résidus Westwood pourrait constituer un problème sérieux. La priorité pour l'instant semble d'en assurer une surveillance régulière de vérifier que sa teneur dans les résidus produits n'augmente pas de façon significative.

Le suivi chimique des essais en colonne a permis de mettre en évidence un mécanisme de remobilisation du fer qui n'avait pas été décrit auparavant à notre connaissance. À partir du quatrième rinçage analysé, la colonne CO4 a commencé à émettre des

lixiviats comprenant des concentrations en fer nettement supérieure à la limite autorisée (jusqu'à 26,9 mg.L⁻¹ contre un maximum acceptable de 6 mg.L⁻¹). Bien que cette colonne ait été la seule à adopter un comportement aussi radical, la plupart d'entre-elles ont montré une tendance à l'augmentation vers la fin du suivi. Étant donné que même la colonne témoin CO10 (30 cm de résidus Doyon sans couverture avec NPS 1 PEA sous l'interface) n'a pas montré une telle tendance, et que le comportement atypique de la CO4 coïncidait par ailleurs avec des valeurs de Eh légèrement inférieures à celle des autres essais, il a donc été imaginé que la présence d'un recouvrement puisse en être la cause. On envisage que l'installation d'un recouvrement ait pu entraîner l'apparition de conditions plus réductrices susceptibles d'assurer le maintien de davantage de fer à l'état soluble (le lecteur intéressé est invité à se référer p. ex. à Blowes *et al.* (1990) et Yanful *et al.* (1999) concernant les mécanismes de mobilité du fer). Si ce phénomène devait être avéré il pourrait constituer un inconvénient majeur à l'utilisation de recouvrement faiblement sulfureux pour la restauration des parcs à résidus. En effet l'analyse des lixiviats montre un important déficit de la concentration en fer par rapport au soufre total (respectivement 9,5 et 642 mg.L⁻¹ en moyenne pour la CO4), pour que les proportions stœchiométriques de l'oxydation des sulfures soient respectées (Équation [1.1]). Cela signifie que l'essentiel du fer libéré lors de l'oxydation des sulfures résiduels re-précipite sous forme d'oxydes ou hydroxydes (tel qu'en atteste le dépôt ocre observé dans le tuyau et le réservoir de collecte des lixiviats). Si des conditions réductrices devaient s'installer durablement (par exemple sous l'effet d'une revégétalisation du site), il se peut que le fer préalablement piégé soit remobilisé. Cependant les calculs de temps d'épuisement ont montré que le phénomène d'oxydation des sulfures résiduels des divers recouvrements n'était que transitoire dans le contexte des essais en colonne (maximum 4,7 ans dans le cas de Westwood).

6.6 Importance du phénomène d'hystérèse pour la modélisation numérique

Dans le cadre de l'étude de modélisation présentée au chapitre 5, les CRE des différents matériaux utilisées pour le calibrage du modèle sont légèrement différentes de celles présentées dans le chapitre 3. La raison en est que pour ce dernier, les CRE ont été établies uniquement sur la base des mesures de cellules de pression (*Tempe cell*). Dans le cas du chapitre 5, les points de mesure de $\Psi - S_r$ obtenus via les colonnes expérimentales ont été ajoutés au calcul de la courbe de façon à être épousés préférentiellement par celles-ci. Ce changement de calibrage des courbes a induit une variation de PEA de 18 à 15 kPa pour Doyon, 22 kPa à 20 kPa pour Westwood et de 5 à 7 kPa pour Goldex (entre les chapitres 3 et 5 respectivement). Les deux séries de points de mesure qui divergent particulièrement dans le cas de Goldex (Figure 6.5) peut s'expliquer par le phénomène d'hystérèse. En effet les résultats obtenus via les plaques de pression Tempe répondent à une dynamique de drainage, tandis que les points obtenus avec les essais en colonne correspondent davantage à un mouillage (le matériel est imbibé par le bas depuis le réservoir NPS branché à la base de la colonne).

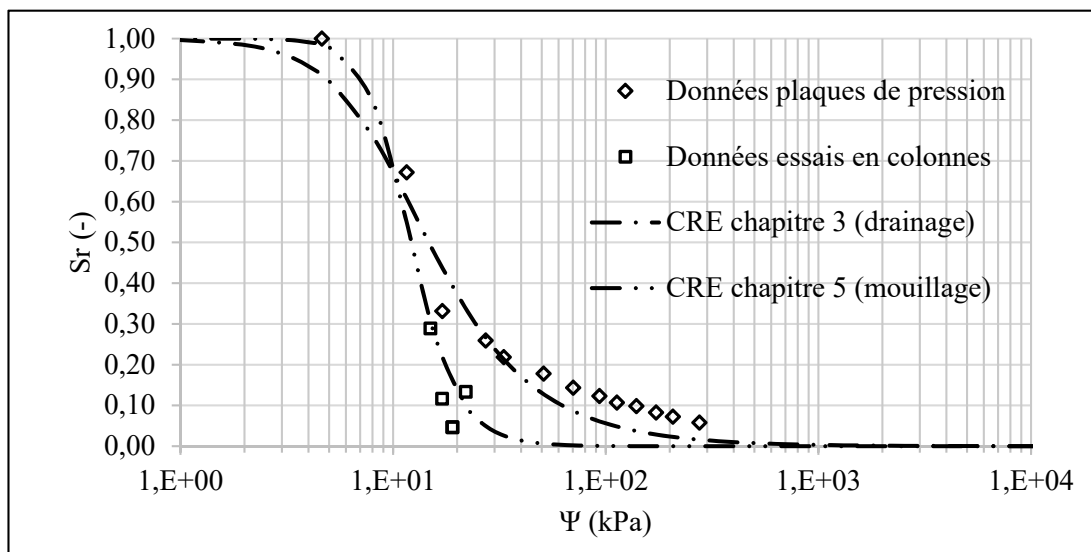


Figure 6.5 CRE du matériel Goldex employées dans les chapitres 3 et 5, et points expérimentaux acquis via les plaques pressions et essais en colonnes

Le phénomène d'hystérèse n'a pas été pris en compte dans la réflexion menée dans le chapitre 5. Un choix arbitraire a été effectué en faveur des courbes obtenues par l'intermédiaire des essais en colonne et qui correspondent davantage à une situation de mouillage. En effet, bien que le choix de la courbe de drainage aurait pu se justifier étant donné que l'on étudie le comportement des matériaux soumis à une sécheresse, les courbes de mouillage ont été préférées car présentant un PEA inférieur dans le cas de Doyon, et donc plus conservateur en termes de vulnérabilité.

Dans le Tableau 6.2 les valeurs de S_r mesurées dans les colonnes expérimentales sont comparées à celles obtenues pour des configurations similaires à l'aide du modèle en régime stationnaire du chapitre 5. Une bonne corrélation peut être observée en ce qui

concerne les résidus Doyon et Westwood avec un écart maximum respectif de 6% et 2%. Néanmoins dans le cas du matériel Goldex, une différence importante existe (jusqu'à 67% près de la surface pour une configuration avec couverture d'un mètre et une nappe phréatique à l'interface). La cause de cet écart important est liée à la conjonction, d'une part à la forte sensibilité de la variation du S_r des résidus Goldex dans l'intervalle de succion considéré, et d'autre part à l'existence d'un saut de succion à l'intérieur de la couverture (17 kPa au lieu des 9 kPa attendu d'après le gradient hydrostatique). On suppose que le contraste granulométrique entre les résidus Doyon et Goldex ait pu induire un phénomène de bris capillaire limitant la remontée d'eau vers la couverture. Ce phénomène est difficile à prendre en compte dans un modèle numérique, mais on peut envisager qu'il est en partie dû à la particularité du protocole des essais en colonne (humidification des matériaux par remonté capillaire depuis le bas de la colonne après les cycles de drainage) et qu'il serait moins marqué d'hydratation du système par le dessus à l'occasion des épisodes de pluie.

Tableau 6.2 Comparaison entre les S_r mesurés dans les colonnes expérimentales et ceux calculés via les simulations SEEP/WTM en régime permanent

Niveau NPS	Matériel	Distance to interface (m)	S_r exp. (-)	S_r SEEP/W (-)	Différence (%)
Interface	Westwood	0,9	0,78	0,79	1
		0,4	1	0,99	1
		0,1	1	1	0
	Doyon	-0,1	0,99	1	1
	Goldex	0,9	0,12	0,79	67
		0,1	0,77	1	23
	Doyon	-0,1	1	1	0
1 m	Westwood	0,9	0,86	0,92	6
		0,1	0,95	0,95	0
	Doyon	-0,1	0,97	0,99	2
	Goldex	0,9	0,13	0,19	6
		0,1	0,29	0,62	33
		-0,1	0,97	0,99	2
	Doyon	0,9	0,74	0,76	2
2 m	Westwood	0,4	0,77	0,82	5
		0,1	0,86	0,85	1
	Doyon	-0,1	0,91	0,9	1

6.7 Autres sources d'erreurs sur la qualité chimique des lixiviats

Les résidus Doyon ont été disposés dans les bassins par voie hydraulique. Ce mode de déposition est susceptible d'entraîner des hétérogénéités granulométriques en fonction de la distance au point de déversement; les particules grossières ayant tendance à se déposer au plus proche, et les plus fines, au point le plus éloigné. De plus, la composition minéralogique des résidus varie en fonction de la taille des grains

considérés, il peut donc théoriquement y avoir une hétérogénéité de la composition minéralogique des résidus en fonction de la position et du niveau stratigraphique considérés du parc. Or les résidus Doyon utilisés dans le cadre de ce travail ont tous été prélevés au même point. Par conséquent ils ne sont pas strictement représentatifs du matériel à l'échelle du parc dans son ensemble.

Également, la méthode employée pour effectuer le drainage des colonnes ainsi que les cellules de terrain permet de lixivier l'ensemble du matériel puisque le point de drainage se situe à la base du dispositif. Dans un parc à résidus minier le parcours de l'eau n'est pas connu de façon certaine, et l'eau de drainage correspond davantage à un mélange entre des eaux au temps de résidence et au parcours différents.

Enfin dans les essais de laboratoire comme de terrain, les proportions entre matériel sulfureux et de recouvrement, ainsi qu'entre volume d'eau infiltré, et masse de matériel lixiviée, ne sont pas représentatives des parcs à résidus.

Pour toutes ces raisons les informations obtenues, en terme de qualité chimique des lixiviats, via les essais de laboratoire et à l'échelle intermédiaire de terrain, présentent un intérêt semi-quantitatif, et doivent par conséquent être considérés avec précaution. On notera tout de même que le degré de confiance augmente en ce qui concerne les résultats de l'oxydation des sulfures et de la neutralisation, car le dispositif est conçu pour simuler les processus de diffusion de l'oxygène, et que les minéraux susceptibles de réagir sont présents essentiellement dans la couverture et les premiers centimètres des résidus sulfureux.

6.8 Défaillance des cellules de terrain

L'aboutissement complet du concept de cette thèse, tel que défini au commencement, à savoir l'étude en laboratoire et à l'échelle intermédiaire de terrain du système de recouvrement monocouche avec NPS, a été compromis par l'apparition d'un certain nombre de problèmes techniques concernant les cellules de terrain. Le plus essentiel d'entre eux était l'incapacité de ce modèle de cellule (Rey *et al.* (2016) ; voir Annexe A) à maintenir la succion souhaitée à l'intérieur des drains supposés d'assurer le contrôle du niveau de la NPS. En effet, même dans le cas de la cellule # C2, la succion mesurée à 0,1 m au-dessus de la base du recouvrement est demeurée quasi-nulle tout au long du suivi, alors que l'exutoire du drain se situait 1 m en dessous. On suppose donc que l'intérieur du drain se situait à pression atmosphérique alors qu'une certaine succion aurait dû exister de façon à permettre l'évacuation de l'eau.

Un second problème s'étant manifesté est que le pH du lixiviat à la sortie des cellules s'est avéré basique excédant parfois des valeurs de 10. L'hypothèse qui a été émise est que l'eau interstitielle des résidus Goldex était probablement directement issue du procédé de traitement opéré à pH très alcalin. Or étant donné que le drainage des cellules était compromis, cette eau interstitielle a stagné durant toute la durée de l'essai (3 ans). Les données d'analyse chimique des cellules sont présentées en Annexe B de ce document.

En fin de compte, les cellules auront fonctionné comme des parcs à résidus avec fondations et digues quasi-étanches (les drains évacuaient tout de même de l'eau). Leur suivi aura tout de même permis d'observer les effets saisonniers sur les bilans d'eau, et d'établir les tendances de variation des mesures de TEV dans les recouvrements décrite dans le chapitre 3. D'ailleurs l'accumulation progressive d'eau dans le système

même en été auront permis de démontrer la validité d'une telle configuration. Enfin les données collectées auront permis d'étudier le comportement du système pour différents scénarios de changement climatique (Lieber *et al.*, 2018).

6.9 Vers une approche générale du dimensionnement des recouvrements monocouches

Il a été rappelé tout au long de ce document que le contrôle du flux d'oxygène constitue un enjeu central de la prévention du DMA, et la loi de Fick [2.11] montre que le coefficient D_e le détermine largement. Or, celui-ci est directement dépendant du S_r du milieu considéré. Ainsi, le tracé de la courbe présentée en Figure 6.4 confirme que pour un S_r de 0,90, le D_e correspond sensiblement à la diffusivité de l'oxygène dans l'eau, soit $D_w = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, tandis qu'une saturation totale implique un D_e d'encore deux ordres de grandeur inférieur, $2,3 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Par conséquent, en maintenant des résidus sulfureux dans cet intervalle de saturation, on est en mesure de diminuer drastiquement leur vitesse d'oxydation.

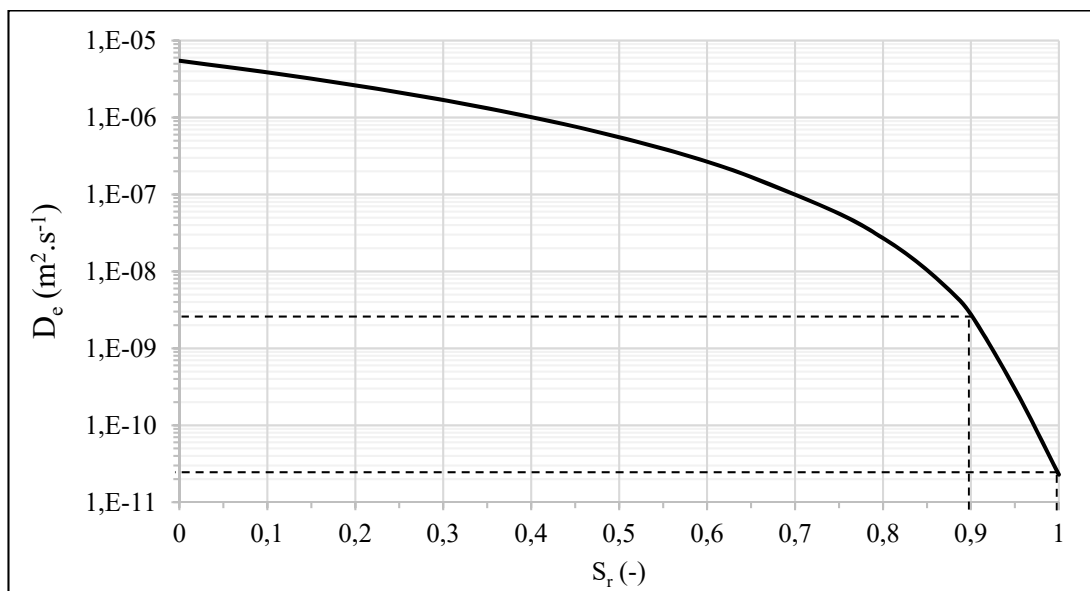


Figure 6.6 Graphique du D_e en fonction de S_r établi à l'aide de l'équation 2.15 ($n = 0,40$; $D_a = 1,8 \times 10^{-5} m^2 \cdot s^{-1}$; $D_w = 2,5 \times 10^{-9} m^2 \cdot s^{-1}$; $H = 0,03$; $p_a = p_w = 3,3$)

Cependant, outre le D_e , la loi de Fick souligne par ailleurs que le flux dépend du gradient d'oxygène. Il en résulte qu'un matériel réactif, même fortement saturé, s'il est directement exposé à l'air, risque d'être soumis, au moins dans les premiers centimètres, à un gradient d'oxygène important, et donc à un flux significatif susceptible d'entraîner la production d'un lixiviat acide. Ce gradient est d'ailleurs d'autant plus important que le potentiel de génération d'acidité du matériel est élevé, il est donc important de le prendre en compte dans le dimensionnement du système de restauration. Un moyen efficace de réduire l'amplitude du gradient d'oxygène consiste à interposer, entre les résidus et l'atmosphère, une certaine épaisseur de matériel également proche de la saturation. Comme il a été vu dans les chapitres précédents, un matériel fin (à forte PEA) permet de relayer la remontée capillaire, et facilite donc le maintien d'une zone de forte saturation au-dessus des résidus. Évidemment, plus la nappe phréatique est maintenue proche de la surface des résidus, plus la remontée

capillaire dans la couverture en est amplifiée. Un matériel grossier (faible PEA), au contraire, aura tendance à diminuer l'épaisseur de cette zone tampon, mais aura tendance, en limitant l'évaporation, à atténuer les fluctuations du niveau de la nappe. Il existe donc un dilemme entre performance normale et résilience aux conditions de sécheresse extrême qu'il convient de résoudre au cas par cas à l'aide de l'outil numérique. À cet égard, le chapitre 5 constitue une première étape de réflexion autour de cette problématique, bien que dans ce cas, le focus ait été mis sur le cas limite d'une zone saturée coïncidant avec la surface des résidus (sans considération pour la zone tampon). Il apparaît donc que quelle que soit la granulométrie du matériel de recouvrement choisie, une réflexion doit être menée pour déterminer l'épaisseur de la zone tampon qui doit être maintenue. Et pour ce faire, il convient de définir le flux critique au-delà duquel la performance du système risque d'être compromise. Dans la perspective d'un développement futur d'une méthode de caractérisation générale d'un tel flux critique, on se propose ici de dresser la liste des processus qui semblent le conditionner.

6.9.1 Le temps de résidence de l'eau

Bien qu'il en constitue un élément absolument fondamental, le facteur du temps de résidence de l'eau dans le parc à résidus, a jusqu'à présent largement été négligé dans les travaux de recherche menés sur le sujet. D'ailleurs pour se convaincre de son importance il suffit de se livrer à la réflexion suivante : si l'eau d'un parc (à résidus potentiellement générateurs d'acide) devait stagner indéfiniment, aussi efficace qu'un recouvrement puisse être, un flux d'oxygène, même infinitésimal, finirait inexorablement par oxyder tous les sulfures et produire de l'acide. C'est parce que le parc à résidus constitue un système hydrogéologique ouvert avec des intrants (précipitation, infiltration) et des exfiltrations, que l'eau peut être recyclée et

l'acidification évitée. Ainsi, dans un système efficace, l'acidité produite par l'afflux d'oxygène est évacuée progressivement avant de pouvoir se concentrer suffisamment pour entraîner une diminution significative du pH et ses effets délétères (dont le plus redoutable est l'émergence d'une voie d'oxydation des sulfures par le fer ferrique). Ainsi, à une intensité de flux donnée, correspond *in fine*, une quantité correspondante d'acidité produite : un apport de 7 moles de dioxygène entraîne (dans le cas de la pyrite) la libération de 4 moles d'acidité; la libération de 9×10^{-7} moles de protons H^+ dans un litre d'eau à pH 7, entraîne son passage à un pH 6 (limite acceptable de la directive 019). En résumé, plus le temps de résidence de l'eau dans le bassin de rétention est court, plus le flux d'oxygène critique que l'on peut s'autoriser à avoir est important. On notera par ailleurs que ce temps de résidence est directement relié au bilan hydrique; plus les précipitations (et la percolation associée) sont importantes, plus le temps de résidence est réduit, et inversement, plus l'évaporation est intense, plus l'eau infiltrée aura tendance à stagner. Il apparaît donc, au vu de la description de ce processus que l'étude du comportement hydrogéologique des parcs à résidus devrait être menée plus avant. Et parmi les composantes du bilan hydrique, l'évaporation s'avère être la plus difficile d'accès. On pourrait notamment envisager la mise en œuvre de campagnes d'échantillonnages dans une perspective d'étude de la composition des isotopes stables de l'eau (Skrzypek *et al.*, 2015) ou l'emploi de stations permettant l'application de la méthode de covariance des turbulences ou Eddy-covariance (Burba, 2013).

6.9.2 Le potentiel de neutralisation global du système

Un paramètre qui complexifie encore la détermination du flux critique que l'on cherche à établir, mais qui constitue néanmoins un élément facilitateur (au moins temporairement) de la prévention du DMA, est la non-concordance des zones de

production et de neutralisation de l'acide. En effet si l'oxydation se développe d'abord depuis la surface des résidus et se propage ensuite vers le bas, au fur et à mesure de la déplétion des sulfures, le potentiel de neutralisation est quant à lui omniprésent. L'acidité produite près de la surface peut se diffuser plus bas dans le système et être neutralisé progressivement tandis qu'un mélange s'opère. Ainsi on pressent que plus le potentiel net de neutralisation des résidus est négatif plus la différence entre la zone d'action de ces deux phénomènes (oxydation et neutralisation) doit être grande. Enfin, on imagine aisément qu'une fois le potentiel de neutralisation à la surface des résidus finalement épuisé, le processus d'acidification devrait s'accélérer mécaniquement. Cela est d'autant plus vrai, que les résidus oxydés ont tendance à s'indurer sous l'effet de la précipitation de minéraux secondaires (en particulier des hydroxydes de fer), ce qui a pour effet, *in fine* d'obstruer certaines voies d'écoulement et de réduire le potentiel de neutralisation des résidus. Compte tenu de la lenteur de développement de ces phénomènes, il semble que la meilleure façon de les étudier soit de réaliser des prélèvements de carottes dans des parcs à résidus et d'étudier leur composition. Quoiqu'il en soit, étant donnée qu'un système de restauration devrait être dimensionné pour l'éternité, et que les minéraux neutralisant s'épuiseront inévitablement, peut être que la meilleure option consiste tout simplement à les négliger.

CHAPITRE VII

CONCLUSION GÉNÉRALE

7.1 Sommaire

L'exposition directe aux conditions atmosphériques des résidus sulfureux entreposés dans les aires d'accumulation est susceptible d'entraîner la génération d'un drainage minier acide. Afin de prévenir la manifestation de ce phénomène particulièrement dommageable pour l'environnement naturel, il est nécessaire de les restaurer. La technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée est une approche basée sur l'utilisation de la faible diffusivité des gaz dans l'eau dans le but de contrôler l'oxydation des sulfures. L'ajustement adapté des paramètres de conception, à savoir, (1) la hauteur d'élévation de la nappe d'eau, (2) l'épaisseur et (3) la granulométrie du recouvrement (ainsi que l'éventuel (4) emploi d'une couche supplémentaire anti-évaporation), doit permettre un contrôle permanent du flux d'oxygène responsable de l'oxydation. Par ailleurs, le développement des techniques de flottation des sulfures a ouvert la voie à l'utilisation des résidus désulfurés pour constituer la couverture. Le choix de ce matériel a entre autre pour avantage d'entraîner la consommation d'une partie de l'oxygène se diffusant au travers de la couverture, par les sulfures résiduels qui y demeurent, augmentant ainsi temporairement la performance du système. La compagnie IAMGOLD responsable de la restauration du site Doyon, a opté pour l'utilisation de cette technique pour la restauration des parcs

#2 et 3, et prévoit d'utiliser les résidus de la mine Westwood extraits à proximité, et préalablement désulfurés, pour en constituer la couverture.

L'étude menée au travers de cette thèse avait pour objectif de définir l'influence des paramètres de conception sur la performance du système, d'abord via l'approche expérimentale, puis de façon plus conceptuelle, à l'aide de l'outil numérique. Dans le chapitre 3, la réflexion s'est focalisée sur les aspects physiques du comportement hydrogéologique et de diffusion de l'oxygène dans le système. Dans le chapitre 4 ce sont les aspects chimiques qui ont été abordés, tant au niveau du suivi de la qualité des lixiviats que de l'évolution géochimique des différents matériaux étudiés. Enfin le chapitre 5 a été dédié à la problématique de l'évaporation ; phénomène susceptible d'entraîner la défaillance du système en occasionnant la désaturation temporaire des résidus sulfureux. L'approche théorique qui a été proposée permet de définir l'épaisseur optimale de couverture permettant d'assurer la résilience du système, pour un certain paramétrage (granulométrie du matériel de couverture et hauteur initiale d'élévation de la nappe), et un régime d'évaporation donné. Dans les sections suivantes sont rassemblées les principales conclusions et recommandations qui ont été déduites dans le cadre de chacun de ces chapitres.

7.2 Chapitre 3

Ce chapitre a pour objet une expérience qui comprenait la mise en place et le suivi de douze colonnes de laboratoire et trois cellules de terrain, conçues pour caractériser l'influence des paramètres de conception sur le comportement hydrogéologique et la diffusion de l'oxygène dans le système. Les résultats hydrogéologiques ont montré que dans les conditions de l'expérience, le positionnement de la nappe à une profondeur d'un mètre ou moins en dessous de l'interface permettait de garantir le maintien des

résidus sulfureux Doyon dans un état de quasi saturation ($> 85-90\%$), tout au long de l'expérience quelle que soit la nature ou l'épaisseur de la couverture. Les résidus sableux Goldex, à cause de leur plus faible PEA (0,5 m contre 2,0 m), ont montré une capacité inférieure aux résidus Westwood à relayer la remontée capillaire. Cette différence de saturation des recouvrements s'est traduite par des valeurs de flux d'oxygène plus importantes certainement dus à une consommation par les sulfures résiduels des recouvrements eux-mêmes (jusqu'à $41,7 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour Goldex contre $27,0 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour Westwood lorsque la nappe se situe à un mètre, et $38,3 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour Goldex contre $3,0 \text{ mol.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour Westwood lorsque celle-ci est à l'interface). Dans les conditions du laboratoire, l'emploi d'un matériel de recouvrement relativement grossier comme Goldex, de même que l'ajout d'une couverture sableuse anti-évaporation, n'ont pas permis d'observer un effet significatif sur la saturation des résidus sulfureux sous-jacents par rapport à l'utilisation du matériel Westwood.

Malheureusement, la méthode de construction des cellules s'est avérée inadaptée pour permettre un contrôle du niveau de la nappe d'eau. En effet, l'efficacité insuffisante du système de drainage, combinée à la forme en entonnoir des cellules, ont entraîné une accumulation d'eau. Cette accumulation a d'ailleurs perduré tout au long de l'été malgré des conditions climatiques favorables à l'évaporation, ce qui confirme la capacité des résidus désulfurés Goldex à en limiter l'intensité. Par ailleurs dans le cas de la cellule # C3 qui comprenait une couche de sable grossier à la surface d'une couverture Goldex de 0,5 m, on a pu observer une atténuation des variations de S_r à proximité de la surface des résidus Goldex, par rapport aux cellules # C1 et C2.

7.3 Chapitre 4

Le chapitre 4, porte sur l'étude du comportement hydrogéochimique des différentes colonnes tout au long de l'expérience menée sur une période de treize mois. Plus concrètement, il présente un suivi de la qualité des lixiviats collectés après chaque rinçage hebdomadaire, ainsi que les analyses minéralogiques réalisées sur les différents résidus, avant et après les essais en colonne.

Les résultats confirment que les résidus Doyon ont un potentiel de génération d'acide significatif, bien que la présence de calcite (principal minéral neutralisant), et l'inclusion d'une certaine portion de la pyrite dans des grains de quartz ait tendance à retarder l'apparition du DMA. Les colonnes de contrôle Doyon ont montré que dans les conditions de l'expérience, l'épuisement de la calcite pourrait prendre plus de douze ans. L'étude des résidus de couverture Westwood et Goldex a confirmé que dans leur cas, l'épuisement de la pyrite devrait se manifester bien avant celle de la calcite (7,8, et 19,7 fois plus vite respectivement pour Westwood et Goldex), de sorte qu'aucun de ces deux résidus ne présente un PGA.

Le suivi chimique des eaux de rinçage a révélé un risque de DNC avec des concentration excédant parfois la norme québécoise en zinc ($1,05 \text{ mg.L}^{-1}$; CO2, rinçage #12) et en fer (avec un maximum de $26,9 \text{ mg.L}^{-1}$; CO4, rinçage #8). Bien qu'il ne soit présent dans les différents résidus que sous forme de traces, le zinc apparaît en concentration significative dans les lixiviats en raison de sa forte mobilité à pH neutre. De plus, des calculs d'épuisement de la sphalérite (minéral porteur du zinc) ont révélé que le phénomène pourrait durer longtemps (130 ans dans les conditions de l'expérience). Il semblerait que les fortes concentrations en fer relevées dans les lixiviats de la colonne CO4 soient, quant à elles, le résultat d'une diminution

progressive des conditions oxydante à l'intérieur de la colonne consécutive à la saturation des matériaux. Ce phénomène aurait entraîné le maintien à l'état soluble d'une plus grande portion du fer autrement précipité sous forme d'hydroxydes. Une augmentation subtile des concentrations en fer mesurées dans les lixiviats des autres colonnes laisse présager que ce phénomène pourrait se généraliser.

Les analyses minéralogiques réalisées dans les résidus de couverture (CO1 à CO8), avant et après les essais en colonne ont montré d'importants taux de déplétion de la pyrite résiduelle (entre 40 et 62% pour Westwood, et entre 57 et 89% pour Goldex). Par ailleurs, la différence de PEA (et donc de S_r) entre les deux types de résidus de couverture expliquent le taux de déplétion plus avancé dans le cas de Goldex que pour celui Westwood. Si l'on considère la diminution de la teneur en pyrite résiduelle comme un marqueur de la migration de l'oxygène, c'est la colonne #CO1 (1 m de recouvrement Westwood avec NPS à l'interface) qui a présenté la meilleure performance.

7.4 Chapitre 5

Le fonctionnement des recouvrements monocouches avec NPS nécessite le maintien des résidus sulfureux dans un état proche de la saturation. Afin de garantir cette condition il est essentiel de s'assurer que la nappe ne descende pas en dessous d'une distance équivalente à 1 PEA en-dessous de la surface des résidus. Par conséquent, un des rôles essentiels du recouvrement est de permettre l'existence d'un bilan hydrique autorisant la résilience du système en période de sécheresse. Le chapitre 5 souligne les effets des principaux paramètres de conception sur la quantité d'évaporation réelle atteinte pour divers régimes d'évaporations potentielles. L'équation de Penman-Wilson employée dans ce travail montre que pour des conditions atmosphériques

données, l'humidité relative à la surface du sol (elle-même reliée de la teneur en eau du matériel) contrôle largement le flux évaporatoire. Ainsi, il est possible d'utiliser les paramètres de la CRE pour concevoir une couverture capable de limiter la teneur en eau en surface et ainsi limiter l'évaporation. Pour les couvertures faites de résidus désulfurés (et dont les granulométries s'échelonnent du silt au sable), les matériaux plus grossiers avec des PEA et PEE plus basses sont plus performants que des matériaux plus fins. Ces derniers nécessitent en effet une plus grande épaisseur de dépôt afin que leur horizon le plus superficiel commence à se drainer et initie une diminution du flux évaporatoire. Le niveau initial de la NPS joue également un rôle important dans le dimensionnement de la couverture. Plus celui-ci est bas, plus l'amplitude de fluctuation de la nappe, et donc d'évaporation, permise est faible.

Les résultats des simulations réalisées suggèrent que le matériel Goldex semble être particulièrement efficace pour contrôler l'évaporation, puisque même une épaisseur de 10 cm semble pouvoir assurer le fonctionnement du système avec une NPS initiale tant à l'interface qu'un mètre en dessous. Le matériel Westwood, bien que moins efficace pour contrôler l'évaporation s'est également avéré tout à fait valable. Une épaisseur de 0,60 m et 1,80 m ont été respectivement nécessaires pour mitiger une évaporation potentielle de 1,5 m (sans précipitation), avec des niveaux de nappe respectifs à l'interface et un mètre en dessous.

7.5 Recommandations

Article 1

- Une hétérogénéité de la porosité des matériaux peut entraîner une incertitude dans les calculs de saturation et du flux d'oxygène calculé via la technique des gradients. Afin de pallier à cet inconvénient, il est préférable de réaliser des essais Proctor sur les différents matériaux préalablement à la construction des colonnes, afin de connaître leur comportement à la compaction. De plus, étant donné que l'eau a tendance à s'accumuler au fond des chaudières dans lesquelles le matériel est conservé, il est donc nécessaire de re-homogénéiser les résidus au moment du montage des colonnes de façon à s'assurer que la compaction se fasse de façon égale.
- Plutôt que de maintenir le niveau de la nappe phréatique constante, on pourrait aussi imaginer, pour certains cycles de le laisser varier au fur et à mesure de l'évaporation. Ces variations de niveau de nappe pourraient ensuite être comparés à des mesures obtenues à l'aide de bacs à évaporation afin de déduire la capacité de chaque système à réduire l'évaporation. Un tel dispositif est aussi envisageable sur le terrain.
- Le mode de conception des cellules de terrain n'a pas permis d'atteindre le comportement hydrogéologique escompté. Le système de drainage en particulier n'était pas adapté pour maintenir une continuité hydrostatique entre la base des résidus et l'exutoire. D'autre part, la vitesse de drainage était insuffisante pour soutenir l'apport des précipitations. Un autre type de cellules devrait donc être envisagé à l'avenir pour simuler la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée à l'échelle intermédiaire de terrain. On peut par exemple imaginer des cellules « perchées » reproduisant le comportement d'un parc, avec un excès d'eau qui s'évacuerait par surverse, au niveau voulu, plutôt que par un drain en PVC fixé à

la base de la structure. Mais il faudrait alors concevoir un autre système apte à canaliser l'eau vers un point de mesure du débit tout en limitant les pertes.

- L'utilisation d'une station météorologique adaptée à la mesure de flux évaporatoires via la technique de la covariance de turbulence (Eddy-covariance) peut permettre d'accéder à un meilleur degré de précision de ce paramètre.

Article 2 :

- Il est apparu que l'existence d'une teneur résiduelle en sulfures des matériaux de couverture a rendu difficile la caractérisation de la participation réelle des résidus sulfureux Doyon aux concentrations en sulfates mesurée dans les lixiviats. Pour pallier à ce problème on pourrait imaginer à l'avenir dans un cas similaire de construire une colonne contrôle avec un recouvrement constitué d'un matériel non-minier dépourvu de sulfures et de granulométrie semblable aux résidus employés par ailleurs.
- L'analyse de l'évolution hydrogéochimique des résidus au cours des essais en colonne nécessite une connaissance fine de la composition minérale initiale des matériaux. Il paraît donc préférable d'effectuer un nombre d'analyses suffisant pour acquérir une connaissance représentative des proportions minéralogiques.
- L'équilibre thermodynamique des éléments tels que le fer est particulièrement sensible aux variations de pH et Eh pour les gammes de valeurs obtenues lors de ces essais. Or ces paramètres physico-chimiques peuvent s'altérer rapidement lorsque le lixiviat est exposé à l'air. Il serait donc judicieux de réaliser des prélèvements d'eau interstitielle, afin de connaître les conditions Eh-pH à l'intérieur des colonnes.

Article 3

- Dans cet article, les régimes d'évaporation simulés s'étendent sur une large gamme, il serait cependant pertinent d'étudier le comportement du modèle théorique proposé pour des données climatiques réalistes issues de la recherche sur les changements climatiques.
- Il a été rappelé précédemment (section de 5 la discussion) que le flux d'oxygène dans le système dépend également de l'épaisseur de la zone saturée existant au-dessus des résidus sulfureux. Il pourrait être intéressant de parvenir à en déterminer l'épaisseur optimale pour un contexte donné (réactivé des résidus et temps de résidence de l'eau dans le parc) de façon à pouvoir l'intégrer au modèle.
- Il paraît enfin indispensable de valider le concept proposé à l'aide de mesures d'évaporations obtenues via un protocole expérimental de laboratoire, et/ou de terrain.

7.6 Dernières remarques concernant la restauration des parcs Doyon

Au travers de cette thèse il a été démontré que la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée constituait une approche valide pour la restauration des parcs #2 et 3 du site Doyon. Les résidus désulfurés issus de la mine Westwood ont prouvé leur capacité à réduire à des valeurs proches de zéro les flux d'oxygène les traversant, en particulier lorsque la nappe phréatique était maintenue à l'interface entre couverture et résidus sulfureux ; niveau compatible avec la configuration des parcs Doyon.

Compte tenu de la forte inertie des résidus Doyon à générer du DMA, la stabilité des mesures de pH mesurées dans les lixiviats tout au long de l'expérience n'ont pas suffi à statuer sur la performance des scénarios de restauration. Néanmoins, les

performances ont pu être déterminées à l'aide divers types de mesures de flux d'oxygène. Concernant les concentrations en contaminants, il est apparu qu'un risque de contamination au zinc et au fer devrait faire l'objet d'une surveillance. Pour ce qui est du zinc, il nous est apparu qu'une analyse régulière des résidus désulfurés Westwood produits pour constituer les couvertures devrait être menée pour s'assurer que leur teneur en sphalérite n'augmente pas de façon significative. Cela semble d'autant plus nécessaire que le temps d'épuisement de la sphalérite devrait être d'ordre centenaire. Quant au fer, il a été montré qu'il était principalement issu de l'oxydation des sulfures résiduels présents dans les matériaux de couverture. Néanmoins, le phénomène d'oxydation des sulfures résiduels, ainsi que l'avantage et l'inconvénient qu'ils constituent ne sont que temporaires (inférieur à cinq ans dans les conditions expérimentales). Quoi qu'il en soit, il semble nécessaire de relativiser ces risques au regard du facteur de dilution relatif à la dynamique hydrologique à l'échelle du site.

Enfin, le modèle d'évaporation conceptuel a permis de montrer qu'avec un niveau de nappe phréatique à interface, une épaisseur de seulement 60 cm de couverture Westwood permettait d'éviter la désaturation des résidus Doyon dans des conditions de sécheresses extrêmes (au-delà de toute prévision réaliste).

Pour terminer, il est bon de rappeler que si le critère de performance employé dans cette étude, à savoir le maintien des résidus sulfureux dans un état proche de la saturation (<85-90%), est une condition absolument essentielle à la validité d'un dimensionnement, rien ne garantit cependant qu'il soit suffisant sur le long terme. En effet, l'épaisseur de la zone saturée au-dessus des résidus réactifs joue également un rôle important dans le contrôle du flux. Et à ce titre, les résidus Westwood constituent un bon matériel, car ils favorisent la remontée capillaire. Cependant, bien que les résultats expérimentaux aient permis de montrer de façon empirique la capacité des

recouvrements Westwood à diminuer efficacement le flux, il n'existe toujours pas de critère de performance universel permettant à ce jour de statuer de façon stricte sur la performance suffisante d'un dimensionnement donné. Bien que la valeur d'un tel critère devrait être spécifique à chaque site, une méthode générale doit pouvoir être établie à l'aide d'un modèle conceptuel global rassemblant à la fois aspects géochimiques, climatiques, et hydrogéologique (incluant le temps de résidence de l'eau dans le parc). Une perspective parmi tant d'autres pour la recherche sur la restauration des sites miniers.

ANNEXE A

FIELD EXPERIMENTS TO TEST THE ELEVATED WATER TABLE CONCEPT COMBINED WITH DESULPHURIZED TAILINGS COVER LAYER

Nicolas J. Rey, Isabelle Demers, Bruno Bussière, Mamert Mbonimpa, Sylvain Lortie

Article présenté dans le compte-rendu de la conférence Geo-Chicago, Chicago, IL,
États-Unis, 14-18 juillet, 2016

RÉSUMÉ : Le concept du recouvrement monocouche combiné à la nappe phréatique surélevée (NPS) est une méthode innovante et particulièrement prometteuse pour la restauration des parcs à résidus potentiellement générateurs de drainage minier acide (DMA). Cette approche est basée sur la capacité des résidus à maintenir un degré de saturation suffisant pour limiter la migration de l'oxygène et donc contrôler l'oxydation des minéraux sulfureux et la génération du DMA. Des résidus désulfurés produits directement à l'usine de traitement peuvent être employés à la place de matériaux naturels pour constituer une couverture capable de maintenir les résidus sulfureux proche de la saturation, et ainsi réduire l'empreinte environnementale.

Les études antérieures ont confirmé la performance des NPS par le biais d'essais en laboratoire et ont suggéré que le niveau de la nappe et l'épaisseur de la couverture constituaient des paramètres importants. Afin de poursuivre l'étude du concept en conditions réelles, des cellules expérimentales ont été installées sur le site minier Doyon-Westwood, à Rouyn-Noranda, Québec, durant l'été 2015 dans le but d'évaluer l'impact de conditions climatiques réelles sur la performance du système de couverture. L'article suivant présente le dimensionnement, la construction et l'instrumentation des trois cellules expérimentales *in situ*. Elles ont été instrumentées afin de permettre l'évaluation du comportement hydrogéologique du concept en relation avec les conditions climatiques et la migration de l'oxygène au travers du recouvrement. Des échantillons d'eau ont par ailleurs été prélevés afin d'évaluer l'oxydation des sulfures.

ABSTRACT: The monolayer cover combined with an elevated water table (EWT) concept is an emerging method that appears to be particularly promising in the field of reclamation of sulfidic tailings ponds which may generate acid mine drainage (AMD). This approach is based on the ability of tailings to maintain their degree of saturation high enough to prevent oxygen migration, which in turn prevents sulfide minerals oxidation and thus AMD generation. Desulfurized tailings produced directly at the treatment plant can be used instead of natural material to constitute a cover able to maintain the sulfidic tailings close to saturation, thus reducing the environmental footprint.

Previous studies confirmed the performance of the EWT through laboratory experiments and suggested that water table position and cover thickness are important parameters. To further test the concept in real conditions, experimental cells were installed on Doyon-Westwood mine site, in Rouyn-Noranda, Quebec, in summer 2015 to evaluate the impact of natural climatic conditions on the cover system performance. This paper presents the design, construction, and instrumentation of three *in situ* experimental cells. They are instrumented to enable the evaluation the hydrogeological behavior of the setting in relation with climatic conditions and the oxygen migration through the cover. Water samples are analyzed to assess sulfide mineral oxidation.

A.1 Introduction

Acid mine drainage (AMD) is the consequence of sulfidic minerals oxidation that were exposed to atmospheric conditions by mining operations. The oxidation reaction results in sulfate liberation and acid generation, which may trigger dissolution of metal contaminants normally stable at neutral pH (Blowes *et al.*, 1990). Engineered covers are often considered as a reclamation option for sulfidic tailing ponds in order to control and/or prevent AMD. Under humid climatic conditions such as in Abitibi, Quebec, the use of the low gas diffusivity property of water is a commonly adopted strategy to limit oxygen migration and to control the oxidation of sulfidic minerals (Bussière, 2007). Water covers and covers with capillary barrier effects (CCBE) are designed based on this low gas diffusion property of water and saturated soils. Water covers used to be a prevalent approach during the previous decades, but suffered recent growing concerns about the long term stability and maintenance costs of the dams supposed to maintain the water level. CCBE proved to be a reliable reclamation method when correctly set up (Aubertin *et al.*, 1995; Bussière *et al.*, 2006). However, it requires significant volumes of borrowed material that may be costly to transport if not available in proximity of the site. For sites where the water table is near the surface or can be controlled, a monolayer cover is an economic and effective solution (Demers, 2008; MEND, 1996c; Ouangrawa, 2007).

The material used as retention layer in a CCBE or monolayer cover has to be sufficiently fine-grained to remain close to saturation ($S_r \geq 85\%$) in field conditions to correctly limit oxygen migration. Nevertheless, as the grain-size becomes finer, the material becomes more plastic and its hydrogeological properties may become altered by freeze-thaw and/or dry-wet cycles (Dagenais, 2005; Kim et Daniel, 1992). Therefore, in regions affected by those phenomena the recommended compromise is the use silty materials which can meet water retention requirement while having a self-

healing potential allowing to regenerate after each cycle (Aubertin *et al.*, 1995; Bussière, 2007).

Engineered covers require significant amounts of materials. Large surface areas may be disturbed to obtain enough natural cover material. In remote regions such as the north of Quebec, silty materials are scarce or not present in sufficient amounts. Alternative solutions are developed to reduce the use of natural materials in cover construction.

Researchers have studied the possibility of using low sulfide tailings (Aubertin, 1999; Aubertin et Chapuis, 1991) or desulfurized tailings (Bussière *et al.*, 2004; Bussière *et al.*, 1995; Demers, 2008; DemersBussière, *et al.*, 2009; Demers *et al.*, 2008; DemersBussière, *et al.*, 2009c; Dobchuk *et al.*, 2013) to constitute a reclamation cover. Despite the fact that those materials must be characterized in order to anticipate any risks of contaminated and acid mine drainage generation, their use present several advantages: (i) the cover material is produced on site, so transportation costs are reduced; (ii) residual sulfides present in the cover material can temporarily consume a portion of oxygen going through the cover, and thus limit its flux (DemersBussière, *et al.*, 2009c; Mbonimpa *et al.*, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2011).

Most published experimental studies about monolayer covers with elevated water table (EWT) consisted of laboratory column tests. This project proposes to evaluate the behavior of such a cover at an intermediate field scale in real field conditions. The experimental site is the Doyon/Westwood mine, located near Rouyn-Noranda, Quebec. Laboratory column tests and numerical modeling will also be used to validate field results; however they are not discussed in this paper.

In a first section, the monolayer cover combined with the EWT as tailings impoundment reclamation scenario will be explained. In a second section, the historical

context of the Doyon/Westwood mine will be broadly overviewed as well as the motivations that led its current operator, IAMGOLD, to explore the feasibility of this reclamation approach. Then, the experimental design, construction sequence and the properties of the different materials will be described. Finally, the upcoming work will be presented briefly along with some conclusions of this preliminary work.

A.2 Monolayer covers combined with EWT

The monolayer cover combined with EWT approach is based on the control of oxygen flux to prevent the formation of AMD. The water level is maintained sufficiently high for tailings to remain close to full saturation. Indeed, the oxygen diffusion coefficient of water is approximately 10^4 times lower than that of air (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003) therefore saturated soil or tailings can act as an oxygen barrier. The role of the cover is to prevent desaturation by evaporation during the dry periods and erosion during floods. It can also allow the maintenance of a certain height of saturated soil above the sulfidic tailings by capillary rise, which may prevent oxidation of its most superficial horizons. According to previous studies, cover thickness has a small but visible impact on the oxygen flux (Demers, 2008; Ouangrawa, 2007).

The water table level required to control oxidation depends on the water retention curve (WRC) of the tailings, and more specifically on the air entry value (AEV). This value corresponds to the pressure that must be applied to a material to trigger its drainage. It is also equivalent to the vertical distance above the water table along which the material may remain fully saturated due to capillarity. Theoretically, a distance of one AEV between the reactive tailings surface and the water table should suffice to maintain saturation in the tailings. However, previous studies have shown that a distance of $\frac{1}{2}$ AEV is more appropriate (Ouangrawa, 2007). Indeed, a factor of safety is preferable to compensate for heterogeneity that might affect the hydrogeological properties of the material, and variable climatic conditions.

A.3 Experimental site: Doyon/Westwood mine

The Doyon gold deposit was exploited from 1978 to 2010. 110 ha of sulfidic tailings have been generated and stored in three different basins (see Figure A1). Recently, IAMGOLD, who operated the Doyon mine, began operation of the underground Westwood deposit located two kilometers away from the Doyon mine. This new project brought up the opportunity to use tailings desulfurized in the mineral processing circuit to constitute a cover for the Doyon ponds #2 and #3. Westwood tailings (stream that is not desulfurized) and the concentrate from the desulfurization process will be deposited in Doyon open pits and/or used as backfill for Westwood underground stopes.

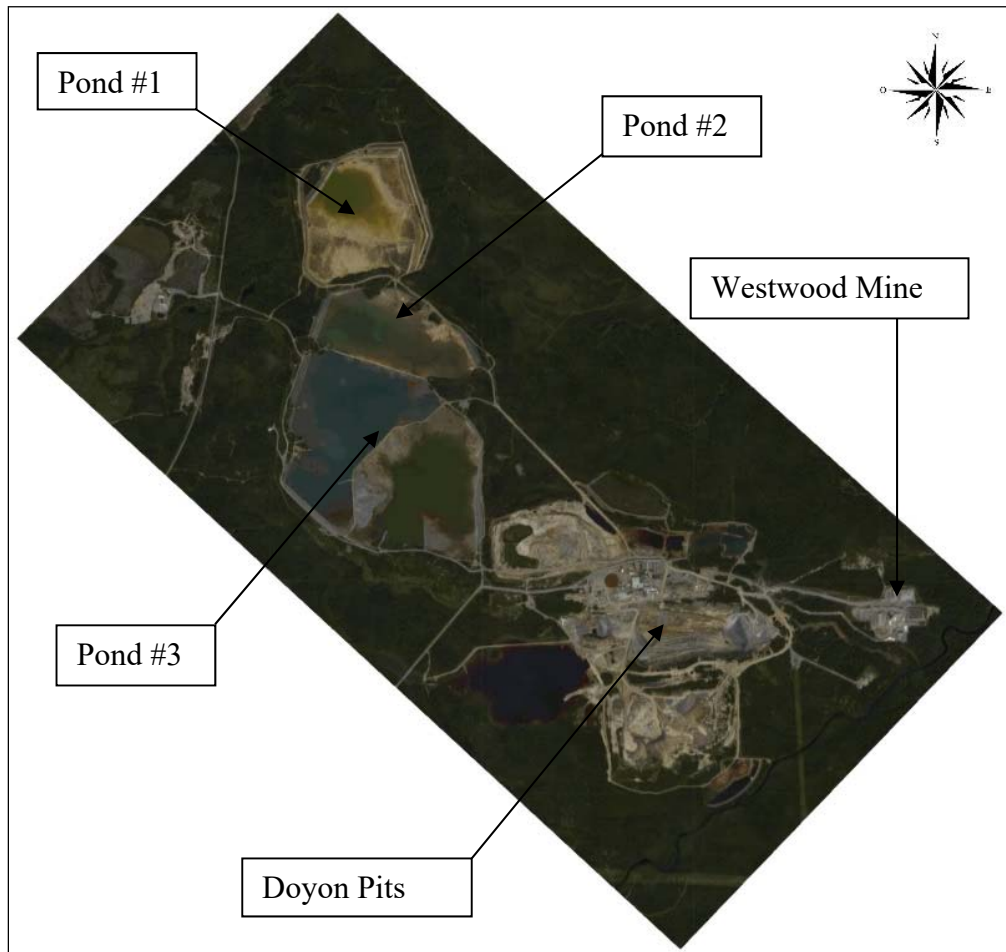


Figure A1 Aerial photography and display of main installations of the Doyon-Westwood mine site

A.4 Construction and monitoring of the experimental cells

IAMGOLD considered a monolayer cover combined with EWT as a reclamation scenario for ponds #2 and #3. The use of desulfurized tailings was also explored to reduce the site footprint and the use of natural materials. Three experimental cells were constructed and instrumented in August 2015 in order to evaluate the performance of this scenario at an intermediate scale under in-situ natural climatic conditions. Through this experiment, three main parameters are tested: (i) the thickness of the cover, (ii) the

level of the water table, and (iii) the presence of an evaporation barrier. The cells (see Figure A2, and Figure A3) are shaped as a reversed pyramid with a square truncated apex of 1 m². The upward square basis surface depends on the thickness of the cover. Cells #1 and #2 are 9 by 9 m large and Cell #3 is 7.6 by 7.6 m large. A constant pyramid slope of 2L:1V was chosen for geotechnical stability.

The cells were constructed on a waste rock pile at Doyon site. The broad form of the cells was first excavated into the waste rocks, and 30 cm of fine sand was then deposited at the bottom to shape the cells more precisely and to protect the geomembrane from the sharp angles of the rocks. A geomembrane was used for impermeability (to separate the rock pile from the inside of the cells). A drain was also installed at the bottom of the cells through the membrane to adjust the water table level and allow the collection of effluent water samples. It is designed to prevent air inflow to the cell that would trigger oxidation of the tailings from the bottom of the cell. For cells #1 and #3 the drain is set horizontally, so the outlet of the pipe is 1 m underneath the tailings/cover interface and cells #2 drain is set up with a gentle slope so its outlet is 2 m underneath the tailings/cover interface. Those elevations of 1 and 2 m are respectively equivalent to ½ AEV and 1 AEV of the sulfidic tailings (which is approximately 20 kPa).

The three cells are filled with one meter of sulfidic tailings (10.34 m³) collected from Doyon pond #3. In cells #1 and #2 the Doyon tailings are covered with a one meter thick desulfurized tailings (50.35 m³), whereas cell #3 is covered by a 50 cm layer of desulfurized tailings (18.17 m³) and a 15 cm layer of inert sand and gravel (8.00 m³) as evaporation protection layer. Since the Westwood treatment plant was not yet operational to produce such amounts of desulfurized tailings (about 120 m³) a similar desulfurized material was transported from the Goldex mine in collaboration with its operator Agnico Eagle.

As the cells were being filled with tailings, a rigid vertical structure equipped with sensors was installed at the center of the cells (see Figure 3C and Figure 2). In all three cells, volumetric water content and temperature sensors (Decagon 5TM) were placed 10 cm below the desulfurized tailing surface and 10 cm below and above the sulfidic tailings surface. Also, another sensor was placed in the middle of the 15 cm thick sand and gravel cover in cell #3. Suction sensors (Watermark) were installed at exact the same levels, except for the bottom ones inside the sulfidic tailings. Indeed, the potentially acidic pH of the sulfidic tailings might alter the operation of Watermark sensors. Instead, punctual measurement will be taken regularly with a tensiometer (Jetfill). Volumetric water content and suction sensors are connected to adapted dataloggers (respectively Em50 and Watermark).

Two flexible tubes are also installed inside each of the desulfurized covers to collect air samples for oxygen analysis. The lower end of each tube is pierced and wrapped into geotextile to allow air circulation without clogging. The upper ends of the tubes remain at the surface of the cell and are plugged when not in use. The lower ends of the tubes are placed 10 cm below the top and above the bottom of the layer. Air can be suctioned with a peristaltic pump and analyzed by an oxygen sensor (Optopod PSt3) and its acquisition system (OXY-10). Those measurements allow the assessment of the oxygen concentration gradient in interstitial air at those specific levels of the cover.

Water samples are collected regularly at the drain outlets and analyzed at the URSTM-UQAT laboratory to evaluate sulfate and metal concentrations, acidity and alkalinity, while pH, Eh and conductivity measurement will be performed on site with electrodes. The monitoring of the cells is expected to be pursued at least until the end of 2017. The acquired data will be compared to a consistent database collected from a control cell made of similar sulfidic tailings which were exposed without any protection. This control cell was set up in 2012 as part of an anterior project on reclamation scenarios for the Doyon-Westwood mine site (Demers, Isabelle *et al.*, 2015).

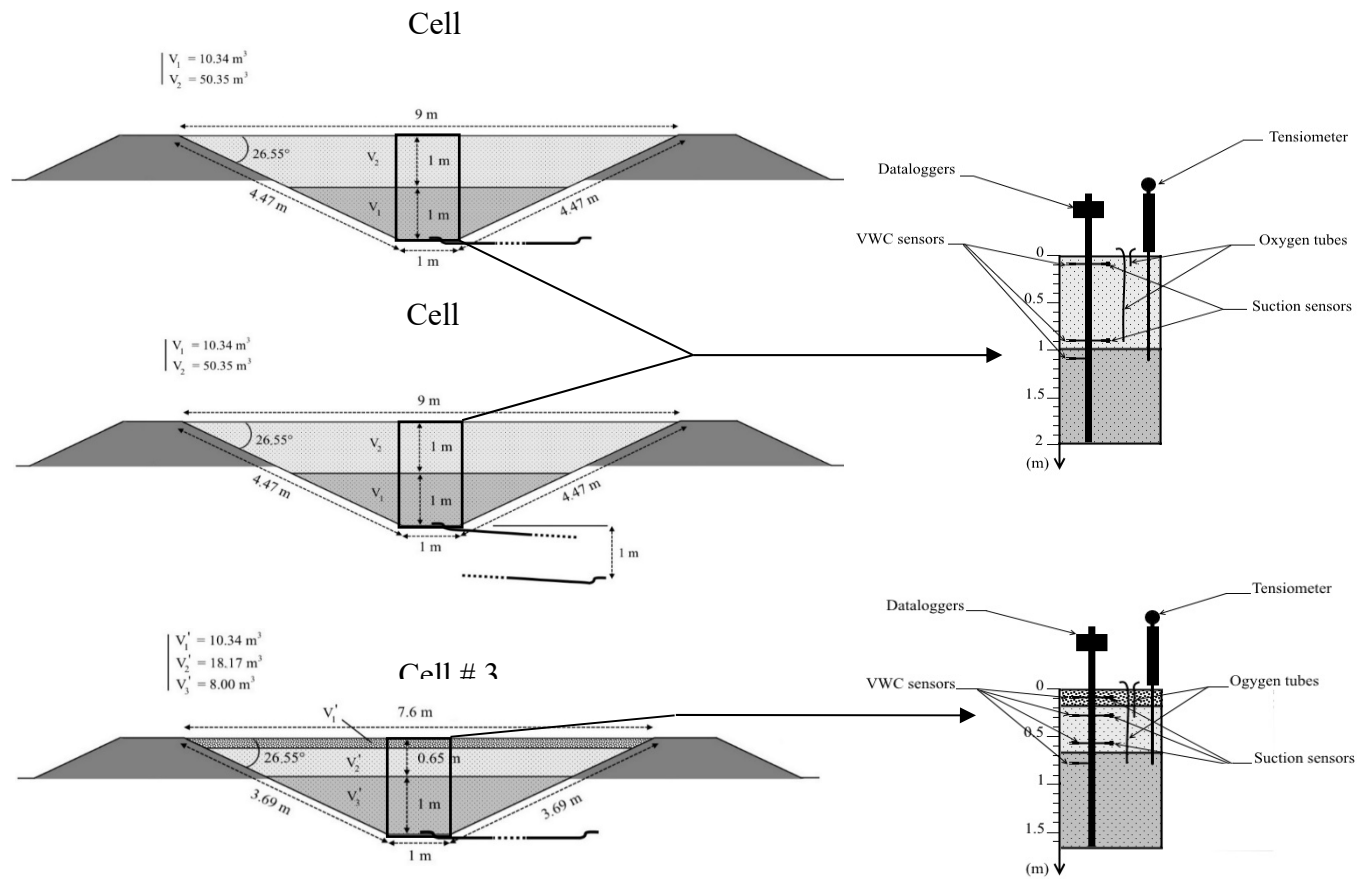


Figure A2 Lateral illustration of geometry of the experimental cells and their instrumentation

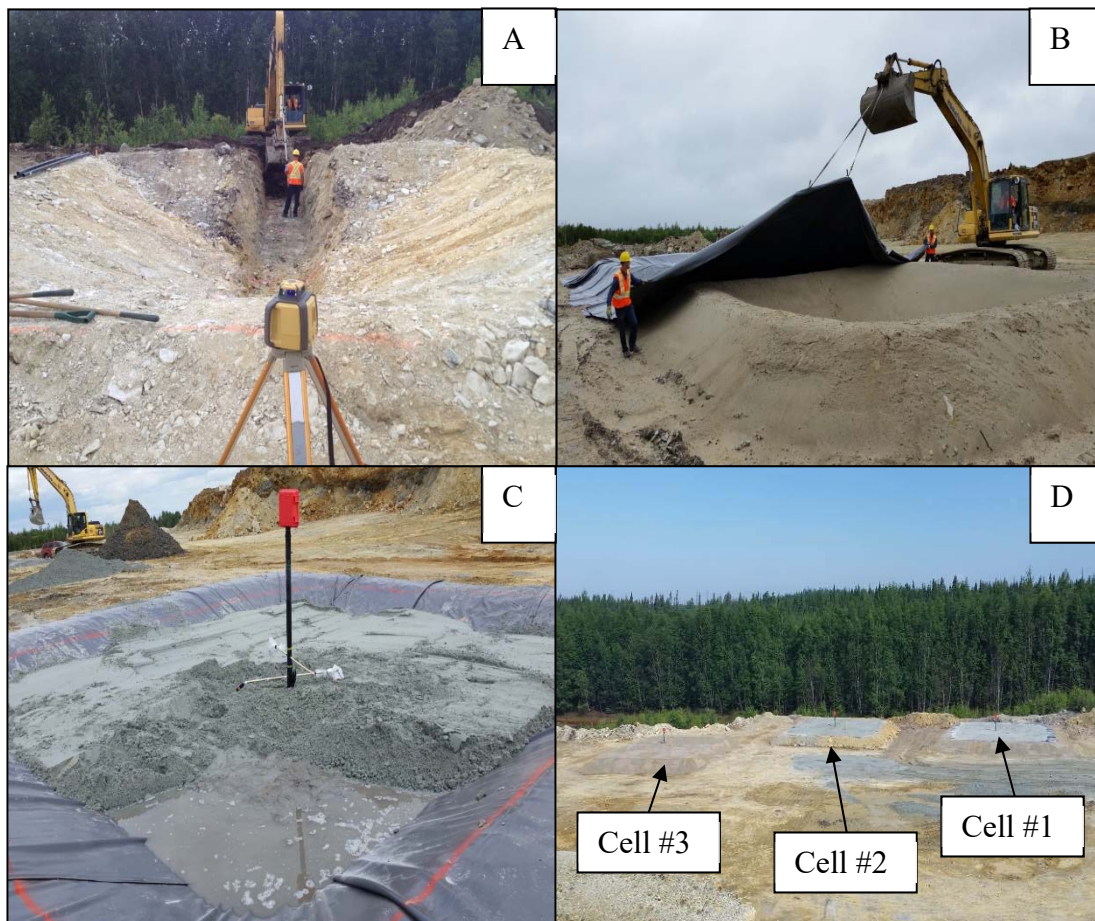


Figure A3 Photos of key steps of cells construction (A: excavation of the shape of the cell; B: setting of the geomembrane; C: filling of the cell and installation of the monitoring system; D: end of the construction)

A.5 Preliminary material characterisation

Samples of both sulfidic and desulfurized tailings were subjected to characterization of grain size (laser diffraction analysis), specific gravity (G_s) (helium pycnometer), and void ratio (weighing, drying protocol). Other characterization such as chemical and mineralogical were considered not relevant for the topic of this paper and will therefore be presented in further publications.

Four samples of sulfidic tailings and two of desulfurized ones were collected per cell at the moment of their setting. The G_s measured was respectively of 2.81 and 2.72 with very little variation between the samples. The void ratios (e) were estimated at 0.48 and 0.45 with a calculated variance of $6 \cdot 10^{-3}$ and 10^{-3} respectively.

The grain size properties characterized and displayed below showed very little variations (see Table A1).

Table A1 Results of the grain size characterization of tailings

Tailings	D ₁₀ (μm)	D ₃₀ (μm)	D ₅₀ (μm)	D ₆₀ (μm)	D ₉₀ (μm)	C _u (-)
Sulfidic	6.18	16.71	34.89	49.61	172.28	8.02
Desulfurized	25.22	109.12	173.83	206.32	350.15	8.18

From these physical properties, an estimation of the WRC (see Figure A4 below) of the sulfidic tailings was calculated with the Modified Kovacs (MK) model (Aubertin *et al.*, 2003). The void ratio, D₁₀, and C_u input values are the ones above ($e = 0.48$, D₁₀ = 6.18, C_u = 8.02). A broad AEV of 240 cm was determined graphically.

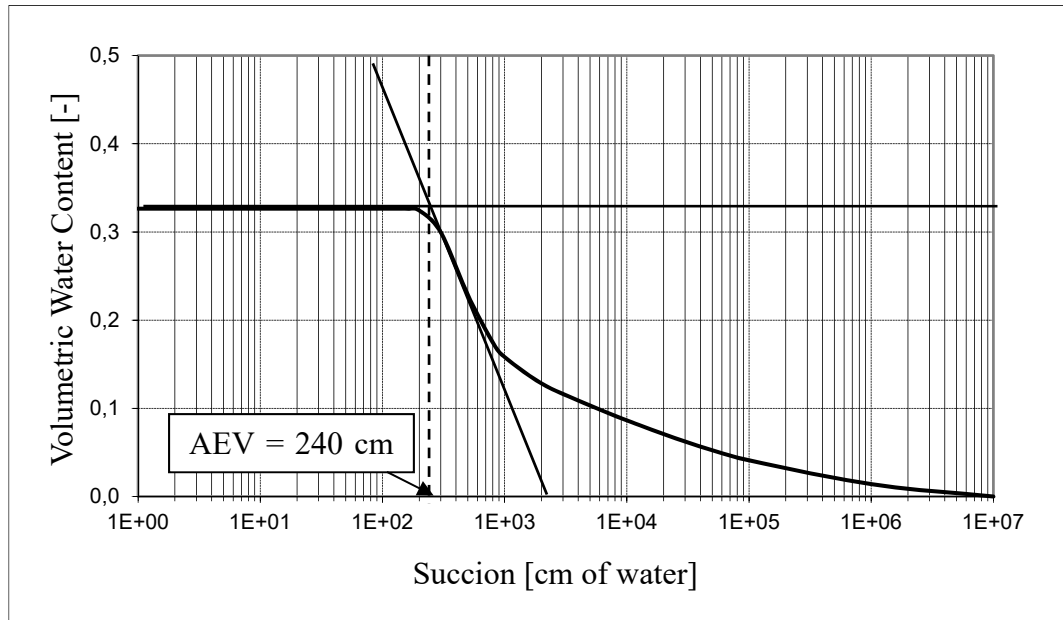


Figure A4 WRC of the sulfidic tailings estimated with the MK model, and graphically determined AEV

A.6 Conclusion and upcoming work

The monitoring of the experimental cells will provide new insight concerning the performance of desulfurized tailings as a material to control the production of AMD in natural climatic conditions. As part of the present project, laboratory column tests will also be conducted to compare the behavior of Westwood desulfurized tailings to the ones used as in the construction of the described cells (Goldex tailings). The column experiments will also allow the testing of more diverse combination of the aforesaid parameters (water table level, cover thickness, and evaporation protection) as well as other parameters (particle size of desulfurized tailings). Finally, the database collected will be used to conduct a numerical modelling study using VADOSE/W (GEO-SLOPE) and MIN3P (Mayer *et al.*, 2002) software. The numerical model will simulate the system on a long term scale (a hundred years), as well as the impact of climate

change on the efficiency of such cover systems. The knowledge acquired from the study will provide insights on the installation, monitoring and optimization of monolayer covers made of desulfurized tailings combined with an elevated water table, which can most certainly be incorporated into a mine waste integrated management plan.

A.7 Acknowledgements

The authors appreciate the help of the Westwood – IAMGOLD partners, as well as the URSTM technicians, the trainee student Claudia Grondin, and the Goldex - AGNICO EAGLE team for their collaboration to this project. The authors also acknowledge the financial support of the NSERC-UQAT Industrial Chair partners, and of the CRSNGNSERC-FRQNT through the BMP scholarship.

ANNEXE B

ANALYSES CHIMIQUES DES LIXIVIATS DES CELLULES DE TERRAIN

B.1 Cellule #C1

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2016-06-01	9,53	56	2,73	0,031	<0,06	0,027	0,000	<0,02	613	0,006	0,041	<0,003	0,068	0,040
2016-06-08	10,03	2,86	2,95	0,285	<0,06	0,011	0,000	<0,02	501	<0,003	0,087	<0,003	0,013	0,139
2016-06-16	9,55	153	2,52	0,268	<0,06	0,012	0,000	<0,02	525	<0,003	0,096	<0,003	0,011	0,100
2016-06-22	9,78	146	2,76	0,293	<0,06	0,010	0,000	<0,02	544	<0,003	0,086	<0,003	0,013	0,140
2016-07-07	9,72	292	2,8	0,283	<0,06	0,009	0,000	<0,02	513	<0,003	0,087	<0,003	<0,003	0,068
2016-07-14	9,58	343	2,64	0,324	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	550	<0,003	0,096	<0,003	0,007	0,103
2016-07-29	9,06	191	2,77	0,483	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	567	<0,003	0,117	<0,003	0,012	0,139
2016-08-04	9,53	120	2,49	0,375	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	575	<0,003	0,090	<0,003	<0,003	0,118
2016-08-11	9,66	114	2,65	0,476	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	598	<0,003	0,115	<0,003	0,003	0,125
2016-08-19	9,54	287	2,68	0,496	0,06	0,013	<0,001	0,02	597	<0,003	0,107	<0,003	<0,003	0,103
2016-08-24	9,39	292	2,6	0,475	0,06	0,013	<0,001	0,020	565	<0,003	0,099	<0,003	<0,003	0,143

B.1 Cellule #C1 (suite)

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2016-09-01	10,11	209	2,68	0,508	0,06	0,018	<0,001	0,02	617	<0,003	0,124	<0,003	<0,003	0,350
2016-09-07	9,65	231	2,64	0,425	0,06	0,012	<0,001	0,02	560	<0,003	0,094	<0,003	<0,003	0,137
2016-09-14	9,46	309	2,58	0,010	0,070	0,011	<0,001	<0,02	735	<0,003	0,025	0,004	<0,003	0,055
2016-09-22	9,65	332	2,58	0,402	<0,06	0,009	<0,001	<0,02	828	<0,003	0,086	<0,003	<0,003	0,356
2016-09-27	9,58	269	2,58	0,371	<0,06	0,008	<0,001	0,021	730	<0,003	0,088	<0,003	<0,003	0,152
2016-10-05	9,80	118	3,1	0,371	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	208	<0,003	0,072	<0,003	<0,003	0,125
2016-10-12	9,32	331	2,38	0,399	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	679	<0,003	0,093	<0,003	<0,003	0,125
2016-10-19	9,39	330	2,54	0,409	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	762	<0,003	0,075	<0,003	0,015	0,183
2016-10-26	9,45	307	2,48	0,353	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	649	<0,003	0,092	<0,003	<0,003	0,118
2016-11-02	9,56	330	2,44	0,346	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	651	<0,003	0,090	<0,003	<0,003	0,119
2016-11-08	9,61	337	2,45	0,307	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	534	<0,003	0,085	<0,003	<0,003	0,132
2016-11-16	9,75	290	2,53	0,298	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	543	<0,003	0,114	<0,003	<0,003	0,127
2016-11-24	9,37	255	2,44	0,180	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	514	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,561
2017-05-26	10,01	353	2,37	0,183	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	520	<0,003	0,056	<0,003	<0,003	0,106
2017-06-01	9,4	378	2,36	0,234	<0,06	0,006	<0,001	<0,02	544	<0,003	0,061	<0,003	<0,003	0,148
2017-06-08	9,89	344	2,37	0,248	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	593	<0,003	0,060	<0,003	<0,003	0,103
2017-06-15	9,35	302	2,21	0,199	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	539	<0,003	0,060	<0,003	<0,003	0,122
2017-06-22	9,25	390	2,23	0,210	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	551	<0,003	0,053	<0,003	<0,003	0,121
2017-07-11	8,88	308	2,19	0,231	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	567	<0,003	0,059	<0,003	<0,003	0,177

B.1 Cellule #C1 (suite)

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2017-06-08	9,89	344	2,37	0,248	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	593	<0,003	0,060	<0,003	<0,003	0,103
2017-06-15	9,35	302	2,21	0,199	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	539	<0,003	0,060	<0,003	<0,003	0,122
2017-06-22	9,25	390	2,23	0,210	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	551	<0,003	0,053	<0,003	<0,003	0,121
2017-07-11	8,88	308	2,19	0,231	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	567	<0,003	0,059	<0,003	<0,003	0,177
2017-07-20	8,97	294	2,11	0,255	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	568	<0,003	0,056	<0,003	<0,003	0,185
2017-07-27	9,33	375	2,13	0,371	<0,06	0,044	<0,001	<0,02	548	<0,003	0,049	<0,003	<0,003	0,143
2017-08-03	9,12	309	2,24	0,268	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	591	<0,003	0,051	<0,003	<0,003	0,091
2017-08-17	8,88	380	2,17	0,245	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	582	<0,003	0,051	<0,003	<0,003	0,133
2017-08-22	8,76	362	2,18	0,269	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	592	<0,003	0,036	<0,003	<0,003	0,157
2017-08-31	9,00	219	1,81	0,258	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	566	<0,003	0,041	<0,003	<0,003	0,110
2017-10-17	9,42	284	1,97	0,252	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	582	<0,003	0,041	<0,003	<0,003	0,121
2017-10-26	9,27	243	2,38	0,256	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	476	<0,003	0,035	<0,003	<0,003	0,102

B.1 Cellule #C1 (suite)

Date aaa-mm-jjjj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2016-06-01	42,0	0,028	91,3	6,61	<0,009	10	0,027	<0,02	640	<0,1	103	3,48	0,001	<0,002	0,432
2016-06-08	40,0	0	3,23	0,011	0,091	122	<0,004	<0,02	595	0,251	1,36	3,03	0	<0,002	0,217
2016-06-16	43,2	0,027	3,16	0,009	0,098	110	0,006	<0,02	637	0,312	1,26	3,39	0,005	<0,002	0,098
2016-06-22	36,7	0	3,13	0,009	0,099	97,3	<0,004	<0,02	633	0,347	1,3	2,62	0	<0,002	0,113
2016-07-07	34,1	0	2,73	0,011	0,078	91,9	0,004	<0,02	575	<0,1	2,24	3,4	0,003	<0,002	0,085
2016-07-14	39,9	0,002	2,71	0,015	0,084	107	<0,004	<0,02	620	<0,1	1,63	3,75	0,004	<0,002	0,08
2016-07-29	51,1	0	3,15	0,02	0,094	97	0,006	<0,02	606	0,114	6,46	3,38	0,003	<0,002	0,125
2016-08-04	39,6	0,004	2,2	0,014	0,082	104	0,004	<0,02	618	<0,1	2,62	4,23	0	<0,002	0,085
2016-08-11	47,8	0,003	2,31	0,022	0,084	106	0,004	<0,02	617	0,164	1,48	3,15	0	<0,002	0,101
2016-08-19	49,3	0,001	2,1	0,024	0,084	113	0,004	0,02	664	0,1	1,59	4,1	0,004	<0,002	0,118
2016-08-24	45,5	0	1,86	0,024	0,084	105	0,004	0,02	586	0,1	1,92	4,16	0,003	<0,002	0,123
2016-09-01	50,9	0	2,33	0,037	0,099	116	0,008	0,02	694	0,1	2,31	4,12	0,001	<0,002	0,121
2016-09-07	41,5	0	2,11	0,029	0,091	106	0,004	0,02	666	0,1	1,61	4,12	0,005	<0,002	0,098
2016-09-14	54,8	0,038	197	3,88	0,01	73,8	0,01	0,028	551	<0,1	68,9	0,818	0,017	<0,002	0,655
2016-09-22	38,1	0	2,53	0,027	0,097	97,6	<0,004	0,02	601	<0,1	1,94	3,67	0	<0,002	0,106
2016-09-27	41,4	0,055	2,34	0,024	0,104	101	<0,004	0,025	486	<0,1	1,71	3,56	0	<0,002	0,11
2016-10-05	36,8	0	1,43	0,015	0,068	48,9	0,004	<0,02	561	<0,1	2,16	3,51	0	<0,002	0,095
2016-10-12	38,5	0,001	1,88	0,023	0,074	51,5	<0,004	<0,02	597	<0,1	1,45	4,51	0	<0,002	0,271
2016-10-19	42,4	0,004	2,08	0,025	0,065	56,6	0,005	<0,02	536	<0,1	1,32	5,19	0,004	<0,002	0,721

B.1 Cellule #C1 (suite)

Date aaa-mm-jjjj	K (mg.L ⁻¹)	Li (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Mn (mg.L ⁻¹)	Mo (mg.L ⁻¹)	Na (mg.L ⁻¹)	Ni (mg.L ⁻¹)	Pb (mg.L ⁻¹)	S _{tot} (mg.L ⁻¹)	Se (mg.L ⁻¹)	Si (mg.L ⁻¹)	Sr (mg.L ⁻¹)	Te (mg.L ⁻¹)	Ti (mg.L ⁻¹)	Zn (mg.L ⁻¹)
2016-10-26	35,7	0,003	2,05	0,023	0,073	49,6	<0,004	<0,02	578	<0,1	1,36	4,15	0	<0,002	0,264
2016-11-02	33,9	0,004	1,84	0,021	0,068	45,8	<0,004	<0,02	571	<0,1	1,28	4,36	0	<0,002	0,269
2016-11-08	30,6	0	1,86	0,016	0,061	42,6	<0,004	<0,02	578	<0,1	1,22	4,23	0,003	<0,002	0,107
2016-11-16	32,1	0,002	2,07	0,017	0,063	49	<0,004	<0,02	594	<0,1	0,983	4,1	0,002	<0,002	0,109
2016-11-24	28	0	2,2	<0,002	0,113	40,5	<0,004	<0,02	577	<0,1	4,2	4,15	0,013	<0,002	<0,005
2017-05-26	26,4	0,002	4,65	0,014	0,043	47,5	0,006	<0,02	563	<0,1	0,933	4,58	0,005	<0,002	0,008
2017-06-01	25,6	0,002	4,22	0,01	0,04	47,8	0,009	<0,02	573	<0,1	1,1	5,03	0,008	<0,002	0,006
2017-06-08	27,2	0,002	4,41	0,02	0,034	47,2	0,009	<0,02	569	<0,1	1,08	5,5	0,003	<0,002	0,009
2017-06-15	26,5	0,002	3,4	0,021	0,026	43,4	0,009	<0,02	576	<0,1	1,09	5,26	0,009	<0,002	0,009
2017-06-22	26,9	0,002	3,14	0,021	0,034	42,4	0,008	<0,02	578	<0,1	1,11	5,46	0,002	<0,002	0,007
2017-07-11	30,1	0	2,56	0,025	0,035	42,1	0,007	<0,02	562	<0,1	1,66	5,98	0,01	<0,002	0,018
2017-07-20	29,9	0,001	2,13	0,026	0,038	41,3	0,008	<0,02	569	<0,1	1,39	6,04	0,007	<0,002	0,016
2017-07-27	32	0	1,52	0,027	0,046	34,9	0,008	<0,02	567	<0,1	1,97	3,27	0,006	<0,002	0,018
2017-08-03	31,2	0,011	2,4	0,029	0,048	42,3	0,007	<0,02	599	<0,1	1,45	6,49	0,008	<0,002	0,019
2017-08-17	26,2	0,002	2,28	0,041	0,038	38,2	0,005	<0,02	594	<0,1	1,47	6,17	0,011	<0,002	0,019
2017-08-22	26,2	0,003	2,27	0,043	0,047	37,7	0,005	<0,02	616	<0,1	1,51	6,33	0,006	<0,002	0,018
2017-08-31	25,8	0,003	2,08	0,04	0,03	37,3	0,005	<0,02	606	<0,1	1,39	5,97	0,01	<0,002	0,019
2017-10-17	26,2	0,002	2,01	0,039	0,047	38,7	0,006	<0,02	567	<0,1	<0,04	7,78	0	<0,002	0,071
2017-10-26	22,5	0	1,75	0,027	0,027	18,7	0,005	<0,02	628	<0,1	1,19	2,65	0,015	<0,002	0,119

B.2 Cellule #C2

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2016-06-01	9,46	64,4	2,71	0,213	<0,06	0,010	0,000	<0,02	492	<0,003	0,060	<0,003	0,022	0,119
2016-06-08	10,06	315	2,78	0,205	<0,06	0,010	0,000	<0,02	473	<0,003	0,077	<0,003	0,036	0,105
2016-06-16	9,50	141	2,69	0,191	<0,06	0,010	0,000	<0,02	525	<0,003	0,056	<0,003	0,015	0,086
2016-06-22	9,77	157	2,77	0,227	<0,06	0,009	0,000	<0,02	532	<0,003	0,055	<0,003	0,024	0,117
2016-07-07	9,7	264	2,85	0,214	<0,06	0,009	0,000	<0,02	505	<0,003	0,058	<0,003	0,008	0,087
2016-07-14	9,56	354	2,63	0,392	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	571	<0,003	0,104	<0,003	<0,003	0,149
2016-07-29	9,15	184	2,73	0,362	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	560	<0,003	0,080	<0,003	0,033	0,127
2016-08-04	9,47	123	2,49	0,278	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	563	<0,003	0,060	<0,003	0,015	0,102
2016-08-11	9,48	140	2,67	0,342	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	575	<0,003	0,075	<0,003	0,016	0,115
2016-08-19	9,42	286	2,65	0,364	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	592	<0,003	0,068	<0,003	<0,003	0,120
2016-08-24	9,5	284	2,62	0,357	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	553	<0,003	0,069	<0,003	<0,003	0,155
2016-09-01	10,05	240	2,67	0,411	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	614	<0,003	0,070	<0,003	<0,003	0,607
2016-09-07	9,58	222	2,65	0,318	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	554	<0,003	0,062	<0,003	<0,003	0,112
2016-09-14	9,54	310	2,55	0,338	<0,06	0,009	<0,001	<0,021	845	<0,003	0,060	<0,003	<0,003	0,151
2016-09-22	9,57	333	2,53	0,344	<0,06	0,010	<0,001	<0,023	837	<0,003	0,061	<0,003	<0,003	0,444
2016-09-27	9,71	278	2,51	0,342	<0,06	0,009	<0,001	<0,026	819	<0,003	0,059	<0,003	<0,003	0,144
2016-10-05	9,81	135	3,03	0,307	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	362	<0,003	0,049	<0,003	<0,003	0,111
2016-10-12	6,58	396	2,5	0,205	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	684	<0,003	0,045	<0,003	<0,003	0,101
2016-10-19	9,62	354	2,45	0,321	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	651	<0,003	0,050	<0,003	<0,003	0,115

B.2 Cellule #C2

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2016-10-26	9,68	326	2,43	0,318	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	660	<0,003	0,057	<0,003	<0,003	0,111
2016-11-02	9,68	348	2,4	0,298	<0,06	0,009	<0,001	<0,02	647	<0,003	0,052	<0,003	<0,003	0,113
2016-11-08	9,64	322	2,36	0,278	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	538	<0,003	0,055	<0,003	<0,003	0,116
2016-11-16	9,87	249	2,46	0,283	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	525	<0,003	0,067	<0,003	<0,003	0,164
2016-11-24	9,43	266	2,36	0,137	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	533	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,546
2017-05-26	10,02	358	2,37	0,147	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	523	<0,003	0,045	<0,003	<0,003	0,100
2017-06-01	9,51	375	2,33	0,160	<0,06	0,004	<0,001	<0,02	528	<0,003	0,037	<0,003	<0,003	0,099
2017-06-08	9,89	344	2,37	0,171	<0,06	0,006	<0,001	<0,02	581	<0,003	0,041	<0,003	<0,003	0,134
2017-06-15	9,24	302	2,16	0,164	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	542	<0,003	0,034	<0,003	<0,003	0,107
2017-06-22	9,15	389	2,12	0,172	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	553	<0,003	0,035	<0,003	<0,003	0,112
2017-07-11	8,79	319	2,13	0,255	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	568	<0,003	0,056	<0,003	<0,003	0,185
2017-07-20	8,94	294	2,10	0,196	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	576	<0,003	0,037	<0,003	<0,003	0,153
2017-07-27	9,09	422	2,16	0,197	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	567	<0,003	0,036	<0,003	<0,003	0,115
2017-08-03	9,15	319	2,19	0,209	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	600	<0,003	0,034	<0,003	<0,003	0,088
2017-08-17	8,92	384	2,22	0,227	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	587	<0,003	0,029	<0,003	<0,003	0,162
2017-08-22	8,72	364	2,26	0,358	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	529	<0,003	0,043	<0,003	<0,003	0,153
2017-08-31	9,19	224	1,78	0,203	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	570	<0,003	0,029	<0,003	<0,003	0,080
2017-10-17	9,49	290	1,91	0,208	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	581	<0,003	0,020	<0,003	<0,003	0,107
2017-10-26	9,52	232	2,30	0,206	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	551	<0,003	0,018	<0,003	<0,003	0,129
2017-11-06	8,63	315	2,16	0,300	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	593	<0,003	0,031	<0,003	<0,003	0,125

B.2 Cellule #C2 (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2016-06-01	40,6	0,000	2,06	0,002	0,073	125	<0,004	<0,02	616	0,257	1,69	2,05	0,000	0,000	0,218
2016-06-08	42,0	0,000	1,90	0,002	0,065	128	0,004	<0,02	600	0,244	1,48	1,90	0,000	0,000	0,213
2016-06-16	40,2	0,000	2,12	0,002	0,088	112	<0,004	<0,02	617	0,316	1,49	2,46	0,000	0,000	0,096
2016-06-22	38,2	0,000	2,07	0,002	0,087	99,1	<0,004	<0,02	620	0,318	1,45	1,82	0,000	0,000	0,109
2016-07-07	36,1	0,000	2,04	<0,002	0,072	94,0	<0,004	<0,02	562	<0,1	1,82	2,43	0,005	0,000	0,085
2016-07-14	46,6	0,002	1,000	0,005	0,065	94,0	<0,004	<0,02	636	<0,1	1,97	2,53	0,002	<0,002	0,084
2016-07-29	55,5	0,004	2,09	0,008	0,093	106	<0,004	<0,02	595	0,123	3,79	2,36	0,003	<0,002	0,123
2016-08-04	42,1	0,003	1,82	0,007	0,080	110	<0,004	<0,02	610	<0,1	2,20	3,05	0,002	<0,002	0,081
2016-08-11	49,2	0,001	1,99	0,014	0,079	107	<0,004	<0,02	586	0,151	1,65	2,25	0,006	<0,002	0,098
2016-08-19	52,5	0,000	2,02	0,017	0,082	110	0,004	0,02	663	0,1	1,83	3,07	0,004	0,002	0,117
2016-08-24	50,0	0,000	2,14	0,023	0,087	113	0,004	0,02	594	0,1	2,11	2,94	0,004	0,002	0,252
2016-09-01	53,3	0,000	2,14	0,020	0,084	106	0,006	0,02	703	0,1	2,40	3,26	0,000	0,002	0,120
2016-09-07	43,5	0,000	2,13	0,017	0,079	102	0,004	0,02	646	0,1	1,72	3,06	0,006	0,002	0,095
2016-09-14	43,2	0,000	2,48	0,018	0,099	97,4	<0,004	0,020	610	<0,1	3,47	2,75	0,000	<0,002	0,103
2016-09-22	43,2	0,000	2,35	0,018	0,097	94,4	<0,004	<0,02	609	<0,1	2,38	2,80	0,000	<0,002	0,106
2016-09-27	41,7	0,000	2,25	0,015	0,097	91,8	<0,004	0,027	566	<0,1	2,11	2,77	0,001	<0,002	0,106
2016-10-05	38,4	0,000	1,30	0,008	0,048	43,3	<0,004	<0,02	531	<0,1	1,99	1,09	0,000	<0,002	0,087
2016-10-12	43,0	0,003	1,95	0,014	0,063	47,8	<0,004	<0,02	580	<0,1	1,75	3,48	0,000	<0,002	0,275
2016-10-19	38,7	0,004	1,64	0,011	0,069	43,0	<0,004	<0,02	581	<0,1	1,66	3,30	0,000	<0,002	0,264

B.2 Cellule #C2 (suite)

Date	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S _{tot}	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
aaaa-mm-jj	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
2016-10-26	38,4	0,003	1,64	0,010	0,050	42,0	<0,004	<0,02	559	<0,1	1,63	3,40	0,000	<0,002	0,271
2016-11-02	36,5	0,004	1,63	0,009	0,049	39,5	<0,004	<0,02	559	<0,1	1,57	3,37	0,000	<0,002	0,272
2016-11-08	34,7	0,001	1,78	0,006	0,045	36,6	<0,004	<0,02	575	<0,1	1,55	3,22	0,005	<0,002	0,107
2016-11-16	33,9	0,002	1,77	0,006	0,065	36,4	<0,004	<0,02	579	<0,1	1,28	3,14	0,004	<0,002	0,108
2016-11-24	31,6	0,000	2,19	<0,002	0,113	33,6	<0,004	<0,02	548	<0,1	2,63	3,32	0,011	<0,002	<0,005
2017-05-26	27,3	0,001	4,17	0,005	0,042	33,7	0,005	<0,02	557	<0,1	1,17	3,91	0,004	<0,002	0,006
2017-06-01	24,9	0,002	3,56	0,004	0,031	31,8	0,008	<0,02	537	<0,1	1,23	4,08	0,005	<0,002	0,007
2017-06-08	27,8	0,003	3,71	0,005	0,027	33,6	0,008	<0,02	548	<0,1	1,32	4,61	0,005	<0,002	0,010
2017-06-15	26,6	0,001	2,89	0,008	0,030	30,6	0,008	<0,02	566	<0,1	1,34	4,55	0,004	<0,002	0,008
2017-06-22	27,5	0,002	2,78	0,009	0,030	31,0	0,008	<0,02	563	<0,1	1,37	4,69	0,012	<0,002	0,008
2017-07-11	29,9	0,001	2,13	0,026	0,038	41,3	0,008	<0,02	569	<0,1	1,39	6,04	0,007	<0,002	0,016
2017-07-20	31,1	0,000	2,34	0,015	0,027	31,5	0,008	<0,02	560	<0,1	1,69	5,37	0,011	<0,002	0,014
2017-07-27	29,1	0,000	2,37	0,022	0,031	31,9	0,007	<0,02	571	<0,1	1,71	5,19	0,004	<0,002	0,018
2017-08-03	31,4	0,003	2,46	0,032	0,033	33,1	0,008	<0,02	568	<0,1	1,66	5,70	0,007	<0,002	0,018
2017-08-17	27,3	0,004	1,92	0,032	0,039	30,1	0,005	<0,02	605	<0,1	1,81	5,43	0,007	<0,002	0,021
2017-08-22	28,2	0,003	1,21	0,021	0,049	32,4	0,004	<0,02	567	<0,1	1,80	3,06	0,004	<0,002	0,018
2017-08-31	26,4	0,002	1,75	0,025	0,030	29,2	0,005	<0,02	600	<0,1	1,64	5,31	0,005	<0,002	0,015
2017-10-17	26,7	0,001	2,48	0,020	0,046	29,7	0,004	<0,02	562	<0,1	<0,04	7,06	0,001	<0,002	0,066
2017-10-26	23,7	0,000	2,67	0,016	0,025	22,6	0,006	<0,02	558	<0,1	1,41	5,64	0,001	<0,002	0,126
2017-11-06	25,5	0,000	2,62	0,016	0,030	26,0	0,010	<0,02	562	<0,1	1,33	5,40	0,006	<0,002	0,041

B.3 Cellule #C3

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2016-06-01	9,57	256,9	2,79	0,279	<0,06	0,011	0,000	<0,02	490	<0,003	0,139	<0,003	0,007	0,159
2016-06-08	10,15	311	2,97	0,288	<0,06	0,011	0,000	<0,02	502	<0,003	0,128	<0,003	0,005	0,157
2016-06-16	9,61	147	2,77	0,292	<0,06	0,011	0,000	<0,02	553	<0,003	0,126	<0,003	0,007	0,142
2016-06-22	9,78	9,78	2,82	0,334	<0,06	0,010	0,000	<0,02	583	<0,003	0,108	<0,003	0,011	0,169
2016-07-07	9,96	235	2,9	0,315	<0,06	0,010	0,000	<0,02	511	<0,003	0,102	<0,003	<0,003	0,137
2016-07-14	9,74	319	2,73	0,359	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	567	<0,003	0,116	<0,003	<0,003	0,144
2016-07-29	9,24	173	2,8	0,527	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	573	<0,003	0,145	<0,003	0,007	0,172
2016-08-04	9,33	117	2,52	0,392	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	571	<0,003	0,104	<0,003	<0,003	0,149
2016-08-11	9,58	122	2,64	0,506	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	612	<0,003	0,126	<0,003	<0,003	0,164
2016-08-19	9,33	261	2,68	0,545	<0,06	0,018	<0,001	0,02	627	<0,003	0,126	<0,003	<0,003	0,180
2016-08-24	9,5	263	2,59	0,513	<0,06	0,013	<0,001	0,02	576	<0,003	0,115	<0,003	<0,003	0,172
2016-09-01	10,21	196	2,68	0,585	<0,06	0,015	<0,001	0,02	637	<0,003	0,119	<0,003	<0,003	0,496
2016-09-07	9,69	185	2,61	0,422	<0,06	0,012	<0,001	0,02	572	<0,003	0,096	<0,003	<0,003	0,176
2016-09-14	9,55	307	2,5	0,447	<0,06	0,009	<0,001	0,024	859	<0,003	0,093	<0,003	<0,003	0,208
2016-09-22	9,63	320	2,44	0,414	<0,06	0,008	<0,001	0,021	823	<0,003	0,091	<0,003	<0,003	0,261
2016-09-27	9,62	226	2,43	0,400	<0,06	0,008	<0,001	0,024	833	<0,003	0,091	<0,003	<0,003	0,197
2016-10-05	9,62	148	2,95	0,328	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	352	<0,003	0,069	<0,003	<0,003	0,128
2016-10-12	9,17	358	2,43	0,359	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	673	<0,003	0,092	<0,003	<0,003	0,144
2016-10-19	9,48	317	2,34	0,343	<0,06	0,009	<0,001	<0,02	643	<0,003	0,075	<0,003	<0,003	0,146

B.3 Cellule #C3 (suite)

Date aaa-mm-jjjj	pH -	Eh mV	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2016-10-26	9,55	319	2,31	0,341	<0,06	0,009	<0,001	<0,02	642	<0,003	0,081	<0,003	<0,003	0,141
2016-11-02	9,53	321	2,29	0,330	<0,06	0,008	<0,001	<0,02	628	<0,003	0,075	<0,003	<0,003	0,138
2016-11-08	9,53	310	2,26	0,289	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	521	<0,003	0,080	<0,003	<0,003	0,144
2016-11-16	9,83	237	2,26	0,290	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	508	<0,003	0,098	<0,003	<0,003	0,144
2016-11-24	9,41	251	2,22	0,155	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	512	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,565
2017-05-26	9,51	361	2,23	0,232	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	491	<0,003	0,053	<0,003	<0,003	0,119
2017-06-01	9,5	353	2,2	0,279	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	526	<0,003	0,062	<0,003	<0,003	0,132
2017-06-08	9,89	343	2,16	0,292	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	545	<0,003	0,054	<0,003	<0,003	0,128
2017-06-15	9,26	306	2,11	0,288	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	517	<0,003	0,048	<0,003	<0,003	0,135
2017-06-22	9,15	391	2,05	0,305	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	523	<0,003	0,051	<0,003	<0,003	0,137
2017-07-11	8,99	311	2,08	0,255	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	568	<0,003	0,056	<0,003	<0,003	0,185
2017-07-20	9,09	293	2,02	0,343	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	539	<0,003	0,055	<0,003	<0,003	0,180
2017-07-27	9,32	357	2,1	0,375	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	565	<0,003	0,050	<0,003	<0,003	0,149
2017-08-03	9,37	299	2,16	0,408	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	548	<0,003	0,045	<0,003	<0,003	0,143
2017-08-17	9,08	384	2,08	0,377	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	557	<0,003	0,032	<0,003	<0,003	0,147
2017-08-22	9,06	364	2,1	0,340	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	520	<0,003	0,038	<0,003	<0,003	0,134
2017-08-31	9,32	194	1,7	0,370	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	523	<0,003	0,040	<0,003	<0,003	0,100
2017-10-17	9,94	281	1,87	0,356	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	534	<0,003	0,035	<0,003	<0,003	0,134
2017-10-26	9,3	229	2,1	0,352	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	503	<0,003	0,039	<0,003	<0,003	0,145
2017-11-06	8,86	205	2,02	0,346	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	522	<0,003	0,043	<0,003	<0,003	0,594

B.3 Cellule #C3 (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2016-06-01	47,0	0,000	1,36	0,005	0,061	129	<0,004	<0,02	636	0,246	1,64	1,80	0,000	0,000	0,218
2016-06-08	48,5	0,000	1,14	0,004	0,046	123	<0,004	<0,02	611	0,247	1,38	1,90	0,000	0,000	0,216
2016-06-16	48,2	0,000	1,26	0,004	0,082	106	0,005	<0,02	666	0,330	1,38	2,32	0,001	0,000	0,099
2016-06-22	47,2	0,000	1,27	0,004	0,080	109	<0,004	<0,02	660	0,338	1,46	1,83	0,000	0,000	0,111
2016-07-07	40,9	0,000	1,03	<0,02	0,069	91,0	0,005	<0,02	593	<0,1	1,68	2,13	0,008	0,000	0,087
2016-07-14	46,9	0,001	1,08	0,003	0,069	106	<0,004	<0,02	628	<0,1	1,69	2,45	0,004	<0,002	0,081
2016-07-29	61,9	0,002	1,16	0,006	0,080	94	0,005	<0,02	616	0,135	3,00	2,05	0,001	<0,002	0,115
2016-08-04	46,6	0,002	1,000	0,005	0,065	94,0	<0,004	<0,02	636	<0,1	1,97	2,53	0,002	<0,002	0,084
2016-08-11	55,5	0,002	1,05	0,009	0,072	108	<0,004	<0,02	623	0,174	1,68	1,93	0,000	<0,002	0,101
2016-08-19	59,9	0,000	1,04	0,013	0,075	107	0,004	0,02	709	0,1	1,89	2,58	0,005	0,002	0,122
2016-08-24	54,2	0,000	0,880	0,012	0,071	99,5	0,004	0,02	605	0,1	1,89	2,42	0,002	0,002	0,121
2016-09-01	58,4	0,000	1,07	0,017	0,077	105	0,009	0,02	693	0,1	2,19	2,57	0,002	0,002	0,172
2016-09-07	47,2	0,000	1,78	0,013	0,065	84,7	0,004	0,02	629	0,1	1,61	2,43	0,009	0,002	0,097
2016-09-14	46,2	0,000	1,21	0,014	0,077	78,0	<0,004	0,020	606	<0,1	2,71	2,12	0,000	<0,002	0,103
2016-09-22	43,1	0,000	1,18	0,015	0,071	72,6	<0,004	0,022	575	<0,1	2,32	2,04	0,000	<0,002	0,105
2016-09-27	41,8	0,000	1,19	0,014	0,075	71,7	<0,004	0,028	524	<0,1	1,98	2,07	0,000	<0,002	0,106
2016-10-05	36,8	0,000	0,685	0,009	0,047	33,1	<0,004	<0,02	506	<0,1	1,67	1,84	0,000	<0,002	0,088
2016-10-12	42,0	0,003	0,967	0,015	0,028	36,2	<0,004	<0,02	557	<0,1	1,55	2,42	0,000	<0,002	0,275
2016-10-19	38,2	0,002	0,936	0,013	0,046	33,4	<0,004	<0,02	549	<0,1	1,48	2,32	0,000	<0,002	0,264

B.3 Cellule #C3 (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹)	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2016-10-26	37,1	0,003	0,880	0,013	0,055	32,2	<0,004	<0,02	542	<0,1	1,43	2,33	0,000	<0,002	0,265
2016-11-02	35,9	0,002	0,880	0,011	0,040	30,5	<0,004	<0,02	536	<0,1	1,38	2,26	0,000	<0,002	0,266
2016-11-08	33,0	0,000	0,927	0,008	0,046	28,5	<0,004	<0,02	542	<0,1	1,33	2,15	0,001	<0,002	0,105
2016-11-16	32,7	0,000	0,920	0,007	0,044	30,0	<0,004	<0,02	549	<0,1	1,07	2,04	0,000	<0,002	0,107
2016-11-24	31,1	0,000	1,27	<0,002	0,086	27,4	<0,004	<0,02	508	<0,1	1,80	2,13	0,011	<0,002	<0,005
2017-05-26	26,8	0,000	1,31	0,008	0,043	32,9	0,005	<0,02	523	<0,1	0,935	2,37	0,007	<0,002	0,005
2017-06-01	26,7	0,000	1,25	0,009	0,040	35,0	0,008	<0,02	536	<0,1	1,13	2,63	0,005	<0,002	0,006
2017-06-08	27,5	0,000	1,30	0,008	0,043	35,9	0,009	<0,02	533	<0,1	1,20	2,78	0,007	<0,002	0,006
2017-06-15	27,5	0,000	1,13	0,014	0,037	33,9	0,008	<0,02	543	<0,1	1,23	2,79	0,009	<0,002	0,008
2017-06-22	29,1	0,000	1,12	0,013	0,029	34,0	0,008	<0,02	542	<0,1	1,32	2,88	0,007	<0,002	0,006
2017-07-11	29,9	0,001	2,13	0,026	0,038	41,3	0,008	<0,02	569	<0,1	1,39	6,04	0,007	<0,002	0,016
2017-07-20	33,4	0,001	1,26	0,021	0,040	35,2	0,007	<0,02	534	<0,1	1,71	3,21	0,009	<0,002	0,013
2017-07-27	33,7	0,001	1,61	0,028	0,051	37,0	0,006	<0,02	577	<0,1	1,81	3,46	0,017	<0,002	0,017
2017-08-03	32,4	0,001	1,53	0,027	0,045	35,0	0,007	<0,02	561	<0,1	1,79	3,36	0,009	<0,002	0,018
2017-08-17	29,0	0,003	1,26	0,022	0,047	33,9	0,004	<0,02	584	<0,1	1,83	3,41	0,009	<0,002	0,022
2017-08-22	28,2	0,002	1,62	0,027	0,048	31,4	0,004	<0,02	546	<0,1	1,79	2,98	0,012	<0,002	0,023
2017-08-31	27,5	0,003	1,18	0,020	0,045	31,3	0,004	<0,02	567	<0,1	1,73	3,03	0,003	<0,002	0,017
2017-10-17	28,0	0,000	1,35	0,025	0,047	32,0	0,005	<0,02	516	<0,1	<0,04	3,91	0,003	<0,002	0,064
2017-10-26	23,6	0,000	1,41	0,022	0,036	23,5	0,006	<0,02	498	<0,1	1,42	3,14	0,002	<0,002	0,118
2017-11-06	24,5	0,006	1,39	0,022	0,033	27,7	0,008	<0,02	513	<0,1	1,40	2,79	0,011	<0,002	0,038

ANNEXE C

ANALYSES CHIMIQUES DES EAUX DE RINÇAGES DES COLONNES DE LABORATOIRE

C.1 Colonne #CO1 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : à interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-13	640	7,66	163,2	3,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	1750	7,45	185,50	2,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	1375	7,07	260,90	2,59	0,167	<0,03	0,025	<0,001	<0,02	525,000	<0,001	0,151	<0,001	<0,01	0,097
2016-01-22	1365	7,25	205,10	2,94	0,265	<0,06	0,08	<0,001	<0,02	625,000	<0,003	0,029	<0,003	0,006	0,046
2016-02-19	1900	7,28	444,00	2,32	0,273	<0,06	0,093	<0,001	<0,02	566,000	<0,003	0,008	<0,003	0,008	0,027
2016-04-04	1760	7,17	261,10	2,26	0,144	<0,06	0,066	<0,001	<0,02	477,000	<0,003	0,014	<0,003	0,0214	0,044
2016-05-16	1780	7,05	217,10	2,19	0,212	<0,06	0,1176	<0,001	<0,02	430,000	<0,003	0,0505	<0,003	0,007	0,036
2016-06-29	1900	7,29	232,00	2,11	0,158	<0,06	0,104	<0,001	<0,02	423,000	<0,003	<0,004	<0,003	0,06	0,052
2016-08-01	1800	7,43	330,00	1,78	0,127	<0,06	0,119	<0,001	<0,02	358,000	<0,003	0,006	<0,003	0,021	0,030
2016-09-06	1780	7,58	350,00	2,04	0,178	<0,06	0,131	<0,001	<0,02	404,000	<0,003	0,004	<0,003	0,003	0,037
2016-10-12	900	7,40	437,00	1,97	0,114	<0,06	0,116	<0,001	<0,02	383,000	<0,003	0,027	<0,003	0,007	0,032
2016-11-16	1950	7,78	345,00	1,93	0,145	<0,06	0,118	<0,001	<0,02	312,000	<0,003	0,019	<0,003	0,016	0,058

C.1 Colonne #CO1 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : à interface) (suite)

Date	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	S _{tot}	Sb	Se	Si	Sr	Te	Ti	Zn
aaaa-mm-jj	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
2015-10-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	124,0	0,033	11,900	0,054	0,172	409	0,005	<0,02	934,000	0,158	0,195	38,2	0,816	0,01	<0,002	0,067
2016-01-22	74,3	0,016	8,930	0,014	0,158	84,1	0,005	<0,02	651,000	0,029	0,184	84,1	0,669	0	<0,002	0,089
2016-02-19	44,7	0,009	25,400	0,033	0,070	44,5	0,005	<0,02	583,000	0,015	0,160	112	0,790	0,007	<0,002	0,215
2016-04-04	25,42	0,0038	15,410	0,1308	0,133	64,3	<0,004	<0,02	484,000	0,067	0,180	78,1	0,758	0,006	<0,002	0,351
2016-05-16	81,0	0,019	63,980	0,034	0,032	13,2	<0,004	<0,02	471,000	0,009	<0,1	108,0	0,6555	0,017	<0,002	0,380
2016-06-29	19,3	0,000	43,600	0,078	0,029	14,4	<0,004	<0,02	463,000	0,004	<0,1	79,3	0,724	0,004	<0,002	0,254
2016-08-01	31,9	0,008	62,900	0,122	0,036	22,1	<0,004	<0,02	405,000	0,003	<0,1	81,1	0,547	0,014	<0,002	0,477
2016-09-06	29,5	0,006	76,800	0,159	0,032	18,2	<0,004	<0,02	468,000	0,009	<0,1	111	0,758	0,015	<0,002	0,383
2016-10-12	21,4	0,002	67,200	0,131	<0,009	6,57	<0,004	<0,02	466,000	0,016	<0,1	120	0,657	0,035	<0,002	0,384
2016-11-16	25	0,003	69,400	0,164	0,028	5,91	<0,004	<0,02	477,000	0,008	<0,1	120	0,66	0,003	<0,002	0,415

C.2 Colonne #CO2 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : à interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-13	1655	7,54	168	2,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	1800	7,25	179,60	2,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	1071	8,11	239,60	3,17	0,154	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	565	<0,001	0,023	<0,001	0,068	0,068
2016-01-22	1700	8,03	210,60	2,63	0,244	<0,06	0,055	<0,001	<0,02	554	<0,003	0,008	<0,003	0,000	<0,006
2016-02-19	1880	7,67	407,00	2,19	0,136	<0,06	0,088	<0,001	<0,02	564	<0,003	0,004	<0,003	0,022	0,022
2016-04-04	1860	7,12	286,80	2,21	0,178	<0,06	0,054	<0,001	<0,02	484	<0,003	<0,004	<0,003	0,032	0,045
2016-05-16	1340	7,09	265,20	2,09	2,738	<0,06	0,104	<0,001	<0,02	433	<0,003	<0,004	<0,003	0,028	0,037
2016-06-29	1640	6,93	269,20	2,02	0,101	<0,06	0,100	<0,001	<0,02	402	<0,003	<0,004	<0,003	0,048	0,048
2016-08-01	1600	7,23	220,00	1,88	8,000	<0,06	0,100	<0,001	<0,02	386	<0,003	<0,004	<0,003	0,027	0,026
2016-09-06	1320	7,58	326,00	1,49	0,114	<0,06	0,111	<0,001	<0,02	392	<0,003	0,005	<0,003	0,038	0,038
2016-10-12	1220	7,34	443,00	1,79	0,05	<0,06	0,099	<0,001	<0,02	322	<0,003	0,031	<0,003	0,047	0,047
2016-11-16	1620	7,69	356,00	1,78	0,095	<0,06	0,104	<0,001	<0,02	283	<0,003	0,020	<0,003	0,026	0,027

C.2 Colonne #CO2 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : à interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	88,9	0,023	9,090	0,014	0,085	124	0,004	<0,02	716	0,029	0,21	61,8	0,699	0,008	<0,002	0,123
2016-01-22	24,6	0,014	10,400	0,065	0,09	40,7	0,005	<0,02	544	0,015	0,163	79,4	1,150	0,000	<0,002	0,491
2016-02-19	27,0	0,011	64,700	0,090	0,025	11,4	0,006	<0,02	557	0,004	0,158	85,5	0,795	0,012	<0,002	0,566
2016-04-04	46,8	0,016	28,063	0,056	0,067	11	<0,004	<0,02	522	0,016	0,177	73,65	0,881	0,007	<0,002	0,486
2016-05-16	19,4	0,008	34,900	0,142	0,023	6,2	<0,004	<0,02	486	0,003	<0,1	62,7	0,473	0,012	<0,002	0,437
2016-06-29	15,7	0,000	32,100	0,105	0,019	6,7	<0,004	<0,02	431	0,002	<0,1	67	0,588	0,009	<0,002	0,471
2016-08-01	21,0	0,015	34,000	0,156	0,024	9,0	<0,004	<0,02	427	0,000	<0,1	59,1	0,395	0,009	<0,002	0,522
2016-09-06	21,4	0,01	38,600	0,165	0,027	8,9	<0,004	<0,02	402	0,004	<0,1	68	0,550	0,015	<0,002	0,641
2016-10-12	15,9	0,005	36,700	0,127	<0,009	3,5	<0,004	<0,02	442	0,005	<0,1	69,2	0,469	0,020	<0,002	0,546
2016-11-16	17,3	0,006	37,900	0,156	0,011	2,9	<0,004	<0,02	338	0,002	<0,1	54,6	0,479	0,003	<0,002	1,050

C.3 Colonne #CO3 (couverture : 1 m Goldex ; NPS : à interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-13	1620	8,23	158,5	2,91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	1830	7,26	185,70	2,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	1745	6,80	254,80	2,52	0,116	<0,06	0,02	<0,001	<0,02	545	<0,003	0,035	<0,003	0,051	0,049
2016-01-22	1340	7,36	220,00	2,89	0,152	<0,06	0,07	<0,001	<0,02	643	<0,003	<0,004	<0,003	0,022	0,000
2016-02-19	2080	7,04	433,00	2,05	0,194	<0,06	0,06	<0,001	<0,02	551	<0,003	<0,004	<0,003	0,013	0,000
2016-04-04	2080	7,04	433,00	2,05	0,154	<0,06	0,05	<0,001	<0,02	482	<0,003	<0,004	<0,003	0,029	0,052
2016-05-16	2100	6,93	269,20	2,02	0,167	<0,06	0,08	<0,001	<0,02	473	<0,003	<0,004	<0,003	0,008	0,480
2016-06-29	2330	7,07	216,00	1,97	0,142	<0,06	0,07	<0,001	<0,02	460	<0,003	0,005	<0,003	0,075	0,045
2016-08-01	2050	7,18	521,00	1,82	0,154	<0,06	0,08	<0,001	<0,02	460	<0,003	<0,004	<0,003	0,01	0,440
2016-09-06	2000	7,39	374,00	1,86	0,157	<0,06	0,09	<0,001	<0,02	463	<0,003	<0,004	<0,003	0,005	0,054
2016-10-12	2500	7,19	447,00	1,96	0,083	<0,06	0,08	<0,001	<0,02	358	<0,003	0,035	<0,003	0,01	0,066
2016-11-16	1620	7,69	356,00	1,78	0,111	<0,06	0,09	<0,001	<0,02	441	<0,003	0,017	<0,003	<0,003	0,053

C.3 Colonne #CO3 (couverture : 1 m Goldex ; NPS : à interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	82,2	0,023	34,7	0,222	0,053	120	0,005	<0,02	724	0,051	0,201	35,0	0,702	0,004	<0,002	0,537
2016-01-22	48,8	0,028	76,7	0,048	0,036	24,4	0,005	<0,02	684,000	0,007	0,177	58,4	0,764	0,000	<0,002	0,227
2016-02-19	19,6	0,007	10,5	0,065	0,066	25,1	0,005	<0,02	525,000	0,01	0,165	74,5	2,290	0,005	<0,002	0,345
2016-04-04	50,200	0,019	40,633	0,112	0,052	56,5	0,005	<0,02	486,000	0,023	0,181	35,0	1,252	0,003	<0,002	0,422
2016-05-16	11,717	0,002	14,433	0,096	0,040	6,3	<0,004	<0,02	472,000	0,004	<0,1	82,4	4,735	0,008	<0,002	0,388
2016-06-29	10,9	0,000	8,25	0,066	0,057	10,6	<0,004	<0,02	453,000	0,005	<0,1	110,0	3,920	0,005	<0,002	0,351
2016-08-01	11,25	0,002	15,5	0,095	0,030	4,2	<0,004	<0,02	440,000	0,004	<0,1	78,1	4,655	0,006	<0,002	0,400
2016-09-06	13,2	0,002	13	0,112	0,050	10,3	<0,004	<0,02	432,000	0,003	<0,1	80,6	4,820	0,008	<0,002	0,509
2016-10-12	10,7	0,001	14,8	0,082	<0,009	4,5	<0,004	<0,02	472,000	0,005	<0,1	88,6	4,730	0,009	<0,002	0,497
2016-11-16	11,8	0,003	16,2	0,108	0,030	3,9	<0,004	<0,02	452,000	0,003	<0,1	67,6	4,580	0,003	<0,002	0,431

C.4 Colonne #CO4 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 2 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-23	2140	8,28	162,7	3,45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	1350	7,36	157,10	2,61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	1536	6,90	221,50	2,78	0,105	<0,03	0,023	<0,001	<0,02	545	<0,001	0,11	<0,003	<0,01	0,049
2016-01-29	1290	7,26	230,30	3,05	0,020	<0,06	0,050	<0,001	<0,02	643	0,004	0,009	<0,003	0,003	0,000
2016-02-26	1000	7,69	279,00	3,30	<0,01	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	551	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,000
2016-04-12	1270	6,97	141,30	3,23	<0,01	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	482	<0,003	0,021	<0,003	<0,003	0,052
2016-05-24	1190	6,82	28,00	3,34	<0,01	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	473	<0,003	<0,004	0,004	<0,003	0,480
2016-07-04	1200	6,72	131,00	3,00	0,014	<0,06	0,061	<0,001	<0,02	460	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,045
2016-08-05	1200	6,93	210,00	2,95	<0,01	<0,06	0,058	<0,001	<0,02	460	<0,003	0,008	0,003	<0,003	0,440
2016-09-19	1480	7,00	450,00	2,45	<0,01	<0,06	0,049	<0,001	<0,02	463	<0,003	0,007	<0,003	<0,003	0,054
2016-10-20	1400	6,86	434,00	2,62	<0,01	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	358	<0,003	0,037	<0,003	<0,003	0,066
2016-11-21	850	6,93	132,00	2,36	<0,01	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	441	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,053

C.4 Colonne #CO4 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 2 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	102,0	0,029	83,6	0,82	0,069	345,00	0,011	<0,07	816	0,012	0,173	109	0,794	0,007	<0,002	0,042
2016-01-29	60,3	0,020	261,0	7,66	0,023	48,20	0,038	<0,02	740	0,027	0,157	144	0,812	0,006	<0,002	0,240
2016-02-26	51,4	0,007	195,0	7,80	<0,009	28,60	0,028	<0,02	763	0,029	0,126	114	0,696	0,002	<0,002	0,259
2016-04-12	50,1	0,016	175,0	9,87	<0,009	19,40	0,032	<0,02	741	0,029	<0,1	110	0,819	0,007	<0,002	0,492
2016-05-24	39,7	0,009	124,0	8,74	<0,009	11,80	0,015	<0,02	677	0,024	0,242	131	0,878	0,011	<0,002	0,510
2016-07-04	32,2	0,000	96,6	8,65	<0,009	7,71	0,017	<0,02	638	0,027	<0,1	110	0,870	0,011	<0,002	0,433
2016-08-05	50,7	0,013	110,0	14,60	<0,009	11,40	0,022	<0,02	633	0,036	<0,1	127	0,852	0,019	<0,002	0,756
2016-09-19	38,9	0,009	69,2	12,60	<0,009	7,51	0,019	<0,02	644	0,032	<0,1	124	0,890	0,012	<0,002	0,688
2016-10-20	32,2	0,008	66,7	14,70	<0,009	3,12	0,024	<0,02	608	0,043	<0,1	120	0,907	0,019	<0,002	0,335
2016-11-21	35,2	0,000	51,6	12,10	0,032	2,95	<0,004	<0,02	759	0	<0,1	107	0,795	0,014	<0,002	0,406

C.5 Colonne #CO5 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 2 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-23	1850	7,66	171,8	3,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	1800	7,42	155,20	3,58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	1792	7,86	216,50	3,40	0,039	<0,03	0,031	<0,001	<0,02	485	<0,001	0,003	<0,001	<0,01	0,106
2016-01-29	1225	7,09	237,90	3,33	0,055	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	556	0,006	0,028	<0,003	0,017	0,009
2016-02-26	1460	7,36	318,00	3,17	0,010	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	565	<0,003	0,016	<0,003	0,018	0,056
2016-04-12	1530	7,01	245,70	3,05	0,041	<0,06	0,050	<0,001	<0,02	580	<0,003	0,038	<0,003	0,031	0,038
2016-05-24	1660	6,90	171,00	2,89	0,024	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	566	<0,003	0,010	0,007	0,036	0,046
2016-07-04	1540	6,94	239,00	2,84	0,035	<0,06	0,056	<0,001	<0,02	634	<0,003	0,022	0,006	0,019	0,029
2016-08-05	1530	6,92	424,00	2,71	0,047	<0,06	0,043	<0,001	<0,02	661	<0,003	0,038	0,009	0,077	0,048
2016-09-19	1770	7,01	432,00	2,23	0,035	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	634	<0,003	0,034	0,007	0,097	0,098
2016-10-20	1760	7,09	439,00	2,45	0,022	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	622	<0,003	0,064	0,005	0,121	0,044
2016-11-21	1390	6,86	321,00	2,33	<0,01	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	538	<0,003	<0,004	<0,003	0,057	0,934

C.5 Colonne #CO5 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 2 m sous l'interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	102,0	0,029	83,6	0,82	0,069	345,00	0,011	<0,02	816	0,012	0,173	109	0,794	0,007	<0,002	0,042
2016-01-29	60,3	0,020	261,0	7,66	0,023	48,20	0,038	<0,02	740	0,027	0,157	144	0,812	0,006	<0,002	0,240
2016-02-26	51,4	0,007	195,0	7,80	<0,009	28,60	0,028	<0,02	763	0,029	0,126	114	0,696	0,002	<0,002	0,259
2016-04-12	50,1	0,016	175,0	9,87	<0,009	19,40	0,032	<0,02	741	0,029	<0,1	110	0,819	0,007	<0,002	0,492
2016-05-24	39,7	0,009	124,0	8,74	<0,009	11,80	0,015	<0,02	677	0,024	0,242	131	0,878	0,011	<0,002	0,510
2016-07-04	32,2	0,000	96,6	8,65	<0,009	7,71	0,017	<0,02	638	0,027	<0,1	110	0,870	0,011	<0,002	0,433
2016-08-05	50,7	0,013	110,0	14,60	<0,009	11,40	0,022	<0,02	633	0,036	<0,1	127	0,852	0,019	<0,002	0,756
2016-09-19	38,9	0,009	69,2	12,60	<0,009	7,51	0,019	<0,02	644	0,032	<0,1	124	0,890	0,012	<0,002	0,688
2016-10-20	32,2	0,008	66,7	14,70	<0,009	3,12	0,024	<0,02	608	0,043	<0,1	120	0,907	0,019	<0,002	0,335
2016-11-21	35,2	0,000	51,6	12,10	0,032	2,95	<0,004	<0,02	759	0	<0,1	107	0,795	0,014	<0,002	0,406

C.6 Colonne #CO6 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2015-10-29	3380	7,31	158	3,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	450	8,09	133,80	3,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	700	8,36	194,50	3,77	0,047	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	558	<0,003	0,014	<0,003	0,018	0,039
2016-02-05	860	8,00	205,00	3,37	0,059	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	590	<0,003	0,022	<0,003	0,018	0,032
2016-03-04	570	8,18	222,00	3,14	0,045	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	576	<0,003	0,020	<0,003	0,066	0,030
2016-04-20	800	8,08	206,50	2,83	0,057	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	591	<0,003	0,048	<0,003	0,065	0,066
2016-05-30	800	7,25	168,20	3,09	0,067	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	565	<0,003	0,017	0,007	0,061	0,105
2016-07-20	880	7,91	160,00	2,79	0,035	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	570	<0,003	0,023	<0,003	0,037	0,039
2016-08-19	760	7,94	352,00	2,78	0,034	0,060	0,024	<0,001	0,020	675	<0,003	0,030	0,004	0,100	0,053
2016-09-20	1740	7,83	362,00	3,04	<0,01	0,078	0,025	<0,001	<0,02	732	<0,003	0,010	0,003	<0,003	0,145
2016-10-24	1160	7,52	432,00	2,45	0,011	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	618	<0,003	0,029	0,003	0,061	0,105
2016-11-28	950	7,50	334,00	2,60	<0,01	<0,01	<0,06	<0,001	<0,02	620	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,573

C.6 Colonne #CO6 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	51,5	0,056	332	5,24	0,021	55,500	0,031	<0,02	933	933	0,207	99,2	0,787	0,011	<0,002	0,989
2016-02-05	54,5	0,039	322	6,17	0,009	59,100	0,031	<0,02	802	802	0,154	125,0	1,200	0,000	<0,002	0,557
2016-03-04	39,7	0,023	124	5,82	<0,009	18,475	0,028	<0,02	714	781	0,181	109,5	4,118	0,015	<0,002	0,518
2016-04-20	43,1	0,028	165	7,46	<0,009	25,400	0,038	<0,02	702	702	<0,1	88,8	2,690	0,001	<0,002	0,471
2016-05-30	39,1	0,023	140	8,13	<0,009	18,700	0,024	<0,02	702	702	0,238	99,0	4,090	0,014	<0,002	0,706
2016-07-20	33,8	0,022	110	5,32	<0,009	15,500	0,020	<0,02	651	651	<0,1	97,3	5,040	0,015	<0,002	0,255
2016-08-19	46,3	0,022	104	9,40	0,009	18,400	0,028	0,020	724	724	0,100	100,0	5,660	0,015	<0,002	0,706
2016-09-20	42,7	0,029	212	2,28	0,013	21,300	<0,004	<0,02	780	780	<0,1	154,0	1,680	0,019	<0,002	0,144
2016-10-24	36,5	0,017	53	3,95	<0,009	6,100	0,021	<0,02	593	585	<0,1	97,1	5,360	0,011	<0,002	0,779
2016-11-28	33,3	0,000	56	2,55	0,031	5,120	<0,004	<0,02	585	593	<0,1	92,3	5,400	0,013	<0,002	0,534

C.6 Colonne #CO6 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2015-10-29	3380	7,31	158	3,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	450	8,09	133,80	3,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	700	8,36	194,50	3,77	0,047	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	558	<0,003	0,014	<0,003	0,018	0,039
2016-02-05	860	8,00	205,00	3,37	0,059	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	590	<0,003	0,022	<0,003	0,018	0,032
2016-03-04	570	8,18	222,00	3,14	0,045	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	576	<0,003	0,020	<0,003	0,066	0,030
2016-04-20	800	8,08	206,50	2,83	0,057	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	591	<0,003	0,048	<0,003	0,065	0,066
2016-05-30	800	7,25	168,20	3,09	0,067	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	565	<0,003	0,017	0,007	0,061	0,105
2016-07-20	880	7,91	160,00	2,79	0,035	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	570	<0,003	0,023	<0,003	0,037	0,039
2016-08-19	760	7,94	352,00	2,78	0,034	0,060	0,024	<0,001	0,020	675	<0,003	0,030	0,004	0,100	0,053
2016-09-20	1740	7,83	362,00	3,04	<0,01	0,078	0,025	<0,001	<0,02	732	<0,003	0,010	0,003	<0,003	0,145
2016-10-24	1160	7,52	432,00	2,45	0,011	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	618	<0,003	0,029	0,003	0,061	0,105
2016-11-28	950	7,50	334,00	2,60	<0,01	<0,01	<0,06	<0,001	<0,02	620	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,573

C.6 Colonne #CO6 (couverture : 1 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	51,5	0,056	332	5,24	0,021	55,500	0,031	<0,02	933	933	0,207	99,2	0,787	0,011	<0,002	0,989
2016-02-05	54,5	0,039	322	6,17	0,009	59,100	0,031	<0,02	802	802	0,154	125,0	1,200	0,000	<0,002	0,557
2016-03-04	39,7	0,023	124	5,82	<0,009	18,475	0,028	<0,02	714	781	0,181	109,5	4,118	0,015	<0,002	0,518
2016-04-20	43,1	0,028	165	7,46	<0,009	25,400	0,038	<0,02	702	702	<0,1	88,8	2,690	0,001	<0,002	0,471
2016-05-30	39,1	0,023	140	8,13	<0,009	18,700	0,024	<0,02	702	702	0,238	99,0	4,090	0,014	<0,002	0,706
2016-07-20	33,8	0,022	110	5,32	<0,009	15,500	0,020	<0,02	651	651	<0,1	97,3	5,040	0,015	<0,002	0,255
2016-08-19	46,3	0,022	104	9,40	0,009	18,400	0,028	0,020	724	724	0,100	100,0	5,660	0,015	<0,002	0,706
2016-09-20	42,7	0,029	212	2,28	0,013	21,300	<0,004	<0,02	780	780	<0,1	154,0	1,680	0,019	<0,002	0,144
2016-10-24	36,5	0,017	53	3,95	<0,009	6,100	0,021	<0,02	593	585	<0,1	97,1	5,360	0,011	<0,002	0,779
2016-11-28	33,3	0,000	56	2,55	0,031	5,120	<0,004	<0,02	585	593	<0,1	92,3	5,400	0,013	<0,002	0,534

C.7 Colonne #CO7 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2015-10-29	1980	8,58	141,4	3,88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	1590	7,59	144,90	2,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	1600	7,38	212,80	2,71	0,129	<0,06	0,049	<0,001	<0,02	564	<0,003	0,011	<0,003	0,005	0,073
2016-02-05	1650	7,56	199,80	2,87	0,112	<0,06	0,049	<0,001	<0,02	578	<0,003	0,014	<0,003	0,006	0,072
2016-03-04	1525	7,72	200,10	2,77	0,016	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	566	<0,003	0,016	<0,003	<0,003	0,258
2016-04-20	1720	7,43	208,90	2,84	0,042	<0,06	0,041	<0,001	<0,02	540	<0,003	0,027	<0,003	0,003	0,139
2016-05-30	1710	7,49	156,30	2,98	0,021	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	529	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,165
2016-07-20	1700	8,01	151,00	3,08	0,017	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	597	<0,003	0,007	<0,003	0,009	0,304
2016-08-19	1760	8,13	354,00	3,01	0,010	0,060	0,036	<0,001	0,020	536	<0,003	0,011	<0,003	0,003	0,145
2016-09-20	1520	7,48	376,00	2,67	0,015	0,065	0,014	<0,001	<0,02	486	<0,003	0,024	<0,003	0,005	0,043
2016-10-24	980	7,85	412,00	2,60	<0,01	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	545	<0,003	0,020	<0,003	0,028	0,345
2016-11-28	1440	7,65	330,00	2,81	<0,01	<0,01	<0,06	<0,001	<0,02	540	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,771

C.7 Colonne #CO7 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	55,2	0,030	38,4	0,191	0,071	64,50	<0,004	<0,02	657	0,016	0,221	49	0,577	0,007	<0,002	0,102
2016-02-05	66,6	0,028	95,8	0,565	0,051	69,90	0,005	<0,02	658	0,018	0,167	105	0,751	0,000	<0,002	0,115
2016-03-04	42,5	0,023	154,0	2,534	0,010	22,578	0,005	<0,02	733	0,015	0,153	131	2,570	0,000	<0,002	0,154
2016-04-20	54,5	0,027	166,0	1,010	0,021	45,30	0,005	<0,02	729	0,015	<0,1	180	1,300	0,000	<0,002	0,068
2016-05-30	42,3	0,018	153,0	1,080	0,013	31,80	<0,004	<0,02	699	0,011	0,205	141	1,570	0,010	<0,002	0,234
2016-07-20	41,3	0,026	187,0	1,590	0,009	28,00	<0,004	<0,02	718	0,011	<0,1	135	2,330	0,014	<0,002	0,149
2016-08-19	55,2	0,029	219,0	2,590	0,009	31,70	<0,004	0,020	791	0,013	0,100	147	2,140	0,020	<0,002	0,126
2016-09-20	32,4	0,015	79,1	4,480	<0,009	13,00	<0,004	0,022	477	0,031	<0,1	103	4,740	0,013	<0,002	0,498
2016-10-24	41,4	0,026	132,0	2,930	<0,009	8,39	<0,004	<0,02	652	0,009	<0,1	129	2,070	0,014	<0,002	0,301
2016-11-28	41,9	0,000	135,0	1,740	0,045	7,42	<0,004	<0,02	624	0,000	<0,1	157	1,650	0,013	<0,002	0,000

C.8 Colonne #CO7 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-29	2300	7,11	155,3	3,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	1675	7,81	135,20	3,45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	1810	7,85	211,70	3,28	0,046	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	580,000	<0,003	0,022	<0,003	0,019	0,030
2016-02-05	1525	7,72	200,10	2,77	0,043	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	579,000	<0,003	0,023	<0,003	0,049	0,042
2016-03-04	1680	7,50	270,00	2,78	0,021	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	599,000	<0,003	0,015	<0,003	0,053	0,048
2016-04-20	1870	7,36	246,50	2,58	0,031	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	613,000	0,006	0,041	<0,003	0,068	0,040
2016-05-30	1740	7,32	176,20	2,71	0,029	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	581,000	<0,003	<0,004	0,003	0,049	0,055
2016-07-20	1740	8,01	172,00	2,66	0,016	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	612,000	<0,003	0,008	<0,003	0,025	0,022
2016-08-19	1830	7,91	367,00	2,58	0,026	0,060	0,024	<0,001	0,020	678,000	0,003	0,012	0,003	0,052	0,023
2016-09-20	1580	7,38	387,00	2,50	<0,01	<0,06	0,017	<0,001	<0,02	764,000	<0,003	0,009	<0,003	0,040	0,045
2016-10-24	1160	7,81	409,00	2,41	0,014	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	616,000	<0,003	0,029	<0,003	0,097	0,038
2016-11-28	1740	7,68	338,00	2,47	<0,01	<0,01	<0,06	<0,001	<0,02	633,000	<0,003	<0,004	<0,003	0,016	0,488

C.8 Colonne #CO7 (couverture : 0,5 m Westwood ; NPS : 1 m sous l'interface)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016-01-14	48,7	0,053	222,0	5,240	<0,009	38,300	0,029	<0,02	798	0,023	0,222	96,8	1,06	0,014	<0,002	0,251
2016-02-05	45,6	0,033	161,0	5,790	<0,009	18,500	0,031	<0,02	671	0,023	0,165	94,6	1,81	0,000	<0,002	0,289
2016-03-04	33,9	0,015	51,9	0,738	<0,009	5,750	0,009	<0,02	656	0,008	0,182	87,2	4,57	0,011	<0,002	0,389
2016-04-20	42,0	0,028	91,3	6,610	<0,009	10,000	0,027	<0,02	640	0,022	<0,1	103,0	3,48	0,001	<0,002	0,432
2016-05-30	33,7	0,019	61,9	3,070	<0,009	7,390	0,008	<0,02	618	0,013	0,264	87,6	4,17	0,006	<0,002	0,562
2016-07-20	31,2	0,018	62,2	0,601	<0,009	8,270	0,006	<0,02	603	0,007	<0,1	90,9	4,87	0,017	<0,002	0,143
2016-08-19	40,3	0,016	59,7	0,323	0,009	7,840	0,011	0,020	678	0,004	0,100	88,7	5,00	0,014	<0,002	0,526
2016-09-20	32,8	0,015	56,0	0,205	<0,009	6,000	<0,004	<0,02	597	0,014	<0,1	85,2	4,18	0,008	<0,002	0,651
2016-10-24	35,7	0,020	40,3	0,175	<0,009	2,980	0,012	<0,02	557	0,003	<0,1	83,7	4,61	0,009	<0,002	0,822
2016-11-28	29,5	0,000	31,1	0,056	0,032	2,020	<0,004	<0,02	573	0,000	<0,1	99,7	4,57	0,013	<0,002	0,454

C.9 Colonne #CO9 (0,3 m Doyon ; NPS : sous la surface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2015-10-13	1620	8,23	158,5	2,91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	1830	7,26	185,70	2,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	1071	8,11	239,60	3,17	0,069	0,034	0,027	<0,001	<0,02	534	<0,003	0,007	<0,001	0,043	0,098
2016-01-22	1700	8,03	210,60	2,63	0,059	<0,06	0,080	<0,001	<0,02	605	<0,003	<0,004	<0,003	0,040	0,000
2016-02-19	1880	7,67	407,00	2,19	0,048	<0,06	0,107	<0,001	<0,02	593	<0,003	<0,004	0,003	0,026	0,049
2016-04-04	1980	7,15	270,00	2,20	0,059	0,034	0,071	<0,001	<0,02	491	<0,003	0,007	0,003	0,036	0,042
2016-05-16	1980	7,11	270,10	1,77	0,085	<0,06	0,086	<0,001	<0,02	476	<0,003	<0,004	<0,003	0,021	0,440
2016-06-29	2080	7,36	267,00	1,96	0,080	<0,06	0,093	<0,001	<0,02	465	<0,003	0,004	<0,003	0,078	0,041
2016-08-01	2020	7,78	331,00	1,89	0,088	<0,06	0,102	<0,001	<0,02	477	<0,003	0,005	<0,003	0,041	0,047
2016-09-06	2000	7,45	345,00	1,86	0,073	0,060	0,085	<0,001	<0,02	460	<0,003	0,005	0,003	0,017	0,042
2016-10-12	1930	7,72	438,00	1,34	0,071	<0,06	0,078	<0,001	<0,02	249	<0,003	0,022	<0,003	0,004	0,051
2016-11-16	1760	7,99	326,00	1,13	0,107	<0,06	0,080	<0,001	<0,02	245	<0,003	0,017	<0,003	<0,003	0,019

C.9 Colonne #CO9 (0,3 m Doyon ; NPS : sous la surface)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-21	104,000	0,015	123,000	1,800	0,050	206,000	0,013	<0,07	870	0,013	0,183	88,600	0,855	0,010	<0,002	0,699
2016-01-22	45,900	0,012	60,400	2,790	<0,009	9,550	0,012	<0,02	605	0,006	0,163	52,200	0,526	0,002	<0,002	0,772
2016-02-19	34,700	0,006	36,400	1,300	<0,009	5,090	0,010	<0,02	557	0,001	0,164	41,000	0,597	0,012	<0,002	0,802
2016-04-04	14,275	0,001	12,345	0,704	0,025	1,948	0,004	<0,02	521	0,001	<0,1	30,825	0,286	0,010	<0,002	0,856
2016-05-16	40,300	0,009	48,400	2,045	<0,009	7,320	0,011	<0,02	501	0,004	0,164	46,600	0,562	0,007	<0,002	0,800
2016-06-29	13,600	0,000	14,000	0,617	0,022	2,250	<0,004	<0,02	453	0,001	<0,1	33,000	0,372	0,004	<0,002	0,758
2016-08-01	20,000	0,004	17,000	0,958	0,037	2,830	<0,004	<0,02	440	0,000	<0,1	30,600	0,286	0,006	<0,002	0,971
2016-09-06	16,400	0,001	13,600	0,932	0,026	2,310	0,004	<0,02	413	0,002	<0,1	38,900	0,305	0,009	<0,002	0,914
2016-10-12	7,100	0,000	4,780	0,309	0,014	0,402	0,004	<0,02	301	0,001	<0,1	20,800	0,181	0,020	<0,002	0,501
2016-11-16	9,230	0,000	5,400	0,355	0,013	0,494	<0,004	<0,02	249	0,002	<0,1	22,400	0,153	0,001	<0,002	0,663

C.10 Colonne #CO10 (0,3 m Doyon ; NPS : 2 m sous la surface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. μS.cm ⁻¹	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2015-10-23	1110	7,91	172,3	5,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	1600	7,90	161,30	2,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	1877	7,81	216,70	2,85	0,051	0,034	0,035	<0,001	<0,02	486	<0,001	0,04	<0,001	0,018	0,045
2016-01-29	1600	7,46	257,10	2,52	0,061	<0,06	0,049	<0,001	<0,02	571	<0,003	0,013	<0,003	0,003	<0,06
2016-02-26	1550	7,57	361,00	2,62	0,011	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	539	<0,003	0,013	<0,003	0,003	0,054
2016-04-12	1300	7,74	272,40	2,74	0,041	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	588	<0,003	0,019	<0,003	0,006	0,037
2016-05-24	1860	7,42	220,10	2,47	0,034	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	532	<0,003	0,005	0,003	<0,003	0,041
2016-07-04	1920	7,23	166,00	2,46	0,049	<0,06	0,039	<0,001	<0,02	566	<0,003	0,01	0,003	<0,003	0,039
2016-08-05	1930	7,49	367,00	2,45	0,048	<0,06	0,042	<0,001	<0,02	544	<0,003	0,016	<0,003	0,003	0,033
2016-09-19	1920	7,58	440,00	1,88	0,044	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	577	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	0,073
2016-10-20	2300	7,52	456,00	2,19	0,012	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	538	<0,003	0,042	<0,003	<0,003	0,475
2016-11-21	1820	7,28	362,00	2,22	<0,01	<0,06	<0,001	<0,001	<0,02	532	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,027

C.10 Colonne #CO10 (0,3 m Doyon ; NPS : 2 m sous la surface)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Sb mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2015-10-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-11-28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015-12-28	119	0,063	208	2,96	0,05	498	0,017	<0,07	1090	0,051	0,179	108,0	0,987	0,006	<0,002	0,221
2016-01-29	37,8	0,015	95,4	3,34	0,022	11,6	0,016	<0,02	609	0,011	0,157	69,1	0,521	0,000	<0,002	0,127
2016-02-26	34,8	0,004	86,3	3,15	<0,009	8,77	0,012	<0,02	608	0,012	0,107	62,2	0,455	0,000	<0,002	0,174
2016-04-12	37,8	0,014	104	3,11	0,022	10	0,012	<0,02	624	0,012	<0,1	85,7	0,580	0,001	<0,002	0,151
2016-05-24	27	0,008	63,6	2,32	<0,009	6,11	<0,004	<0,02	594	0,009	0,24	74,5	0,539	0,008	<0,002	0,303
2016-07-04	22,5	0,000	47,7	2,00	0,01	3,38	<0,004	<0,02	571	0,009	<0,1	68,8	0,470	0,006	<0,002	0,168
2016-08-05	34,9	0,013	71,8	2,68	0,026	7,02	<0,004	<0,02	621	0,006	<0,1	79,4	0,436	0,015	<0,002	0,212
2016-09-19	28,1	0,009	78,1	2,77	0,020	7,81	<0,004	<0,02	721	0,010	<0,1	73,3	0,500	0,005	<0,002	0,298
2016-10-20	22,5	0,008	41,8	2,35	0,014	1,45	0,007	<0,02	560	0,015	<0,1	70,2	0,398	0,038	<0,002	0,000
2016-11-21	23,8	0,000	34,9	1,73	0,045	1,52	<0,004	<0,02	550	0,000	<0,1	70,7	0,350	0,012	<0,002	0,142

C.11 Colonne #CO11 (0,3 m Westwood ; NPS : 2 m sous la surface)

Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond, $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L ⁻¹	As mg.L ⁻¹	Ba mg.L ⁻¹	Be mg.L ⁻¹	Bi mg.L ⁻¹	Ca mg.L ⁻¹	Cd mg.L ⁻¹	Co mg.L ⁻¹	Cr mg.L ⁻¹	Cu mg.L ⁻¹	Fe mg.L ⁻¹
2007-03-31	1865	7,32	35	2,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-04-28	1870	7,37	491	2,23	0,031	<0,06	0,063	<0,001	<0,02	528	<0,003	0,028	<0,003	0,005	0,065
2017-05-26	1940	7,47	515	2,03	0,021	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	430	<0,003	0,011	<0,003	0,009	0,027
2017-06-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-07-21	1860	7,54	350	1,62	0,250	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	576	0,010	0,041	<0,003	<0,003	0,116
2017-08-18	1920	7,66	513	1,51	0,044	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	328	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,025
2017-09-27	1939	8,02	557	1,047	0,056	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	233	0,003	0,005	<0,003	0,006	0,020
2017-10-26	1140	7,1	513	1,37	0,084	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	337	<0,003	0,011	<0,003	0,051	0,027
2017-11-29	1840	7,29	341	1,8	0,042	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	441	<0,003	0,009	<0,003	0,031	0,154

C.11 Colonne #CO11 (0,3 m Westwood ; NPS : 2 m sous la surface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-04-28	30,3	0,007	73,500	0,538	<0,009	90,51	0,007	<0,02	597	<0,1	5,35	0,736	0,010	<0,002	0,381
2017-05-26	25,8	0,007	47,300	0,313	<0,009	11,40	0,006	<0,02	477	<0,1	2,95	0,537	0,007	<0,002	0,246
2017-06-24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-07-21	27,4	0,002	2,560	0,039	0,053	39,90	0,005	<0,02	578	<0,1	1,73	5,950	0,009	<0,002	0,066
2017-08-18	17,4	0,009	14,100	0,210	0,014	3,01	0,004	<0,02	339	<0,1	3,40	0,488	0,009	<0,002	0,184
2017-09-27	17,3	0,012	11,600	0,177	<0,009	2,75	0,005	<0,02	228	<0,1	3,30	0,219	0,004	<0,002	0,357
2017-10-26	23,9	0,008	20,900	0,005	<0,009	3,60	0,009	<0,02	321	<0,1	3,85	0,379	0,012	<0,002	0,761
2017-11-29	22,4	0,005	30,500	0,046	<0,009	5,29	0,008	<0,02	449	<0,1	3,59	0,423	0,007	<0,002	0,790

C.12 Colonne #CO12 (0.3 m Goldex ; NPS : 1 m sous la surface)

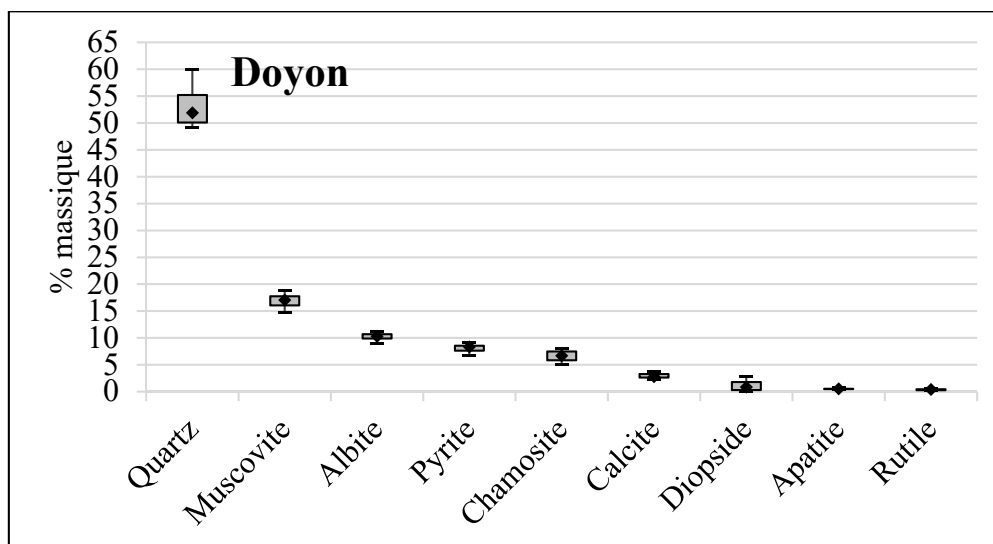
Date aaaa-mm-jj	Volume mL	pH -	Eh mV	Cond. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Al mg.L^{-1}	As mg.L^{-1}	Ba mg.L^{-1}	Be mg.L^{-1}	Bi mg.L^{-1}	Ca mg.L^{-1}	Cd mg.L^{-1}	Co mg.L^{-1}	Cr mg.L^{-1}	Cu mg.L^{-1}	Fe mg.L^{-1}
2007-03-31	1285	7,43	358	2,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-04-28	1320	7,52	2,16	2,12	0,018	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	598	<0,003	0,022	<0,003	0,036	0,025
2017-05-26	1430	7,69	493	2,33	0,015	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	580	<0,003	0,019	<0,003	0,030	0,039
2017-06-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-07-21	1770	7,64	364	2,12	0,012	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	600	<0,003	0,022	<0,003	0,036	0,062
2017-08-18	1470	7,60	550	2,28	0,033	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	596	<0,003	0,009	<0,003	0,023	0,039
2017-09-27	2163	7,59	562	1,66	0,039	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	495	0,009	0,007	<0,003	0,022	0,016
2017-10-26	790	7,72	490	1,65	0,067	<0,06	0,054	<0,001	<0,02	465	<0,003	0,013	<0,003	0,028	0,032
2017-11-29	1290	7,31	342	1,52	0,045	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	385	<0,003	0,005	<0,003	0,015	0,122

C.12 Colonne #CO12 (0.3 m Goldex ; NPS : 1 m sous la surface) (suite)

Date aaaa-mm-jj	K mg.L ⁻¹	Li mg.L ⁻¹	Mg mg.L ⁻¹	Mn mg.L ⁻¹	Mo mg.L ⁻¹	Na mg.L ⁻¹	Ni mg.L ⁻¹	Pb mg.L ⁻¹	S _{tot} mg.L ⁻¹	Se mg.L ⁻¹	Si mg.L ⁻¹	Sr mg.L ⁻¹	Te mg.L ⁻¹	Ti mg.L ⁻¹	Zn mg.L ⁻¹
2007-03-31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-04-28	18,60	0,003	27,0	0,002	<0,009	77,7	0,006	<0,02	605	<0,1	8,370	6,660	0,007	<0,002	0,361
2017-05-26	14,10	0,003	10,9	0,014	<0,009	5,0	0,005	<0,02	568	<0,1	6,290	5,170	0,004	<0,002	0,188
2017-06-23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2017-07-21	12,30	0,002	6,030	0,007	<0,009	3,4	0,008	<0,02	518	<0,1	7,490	6,540	0,017	<0,002	0,318
2017-08-18	9,15	0,003	4,300	0,002	<0,009	2,4	0,005	<0,02	572	<0,1	7,330	6,600	0,008	<0,002	0,191
2017-09-27	8,34	0,000	3,460	0,004	0,010	2,3	0,006	<0,02	461	<0,1	7,400	5,850	0,003	<0,002	0,188
2017-10-26	8,88	0,000	4,420	0,040	<0,009	2,6	0,009	<0,02	418	<0,1	7,280	6,830	0,012	<0,002	0,151
2017-11-29	7,29	0,003	3,910	0,005	0,017	1,9	0,007	<0,02	374	<0,1	7,250	5,110	0,008	<0,002	0,181

ANNEXE D

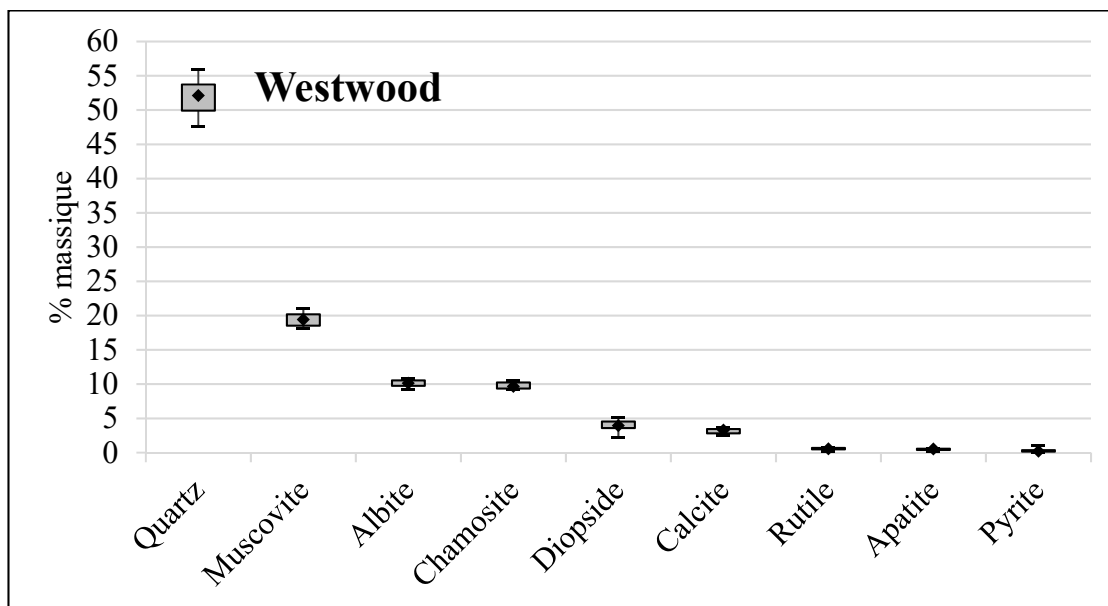
ANALYSES MINÉRALOGIQUES DES RÉSIDUS APRÈS DÉMANTÈLEMENT DES COLONNES



D.1 Composition minéralogique des résidus sulfureux Doyon

D.1 Composition minéralogique des résidus sulfureux Doyon (suite)

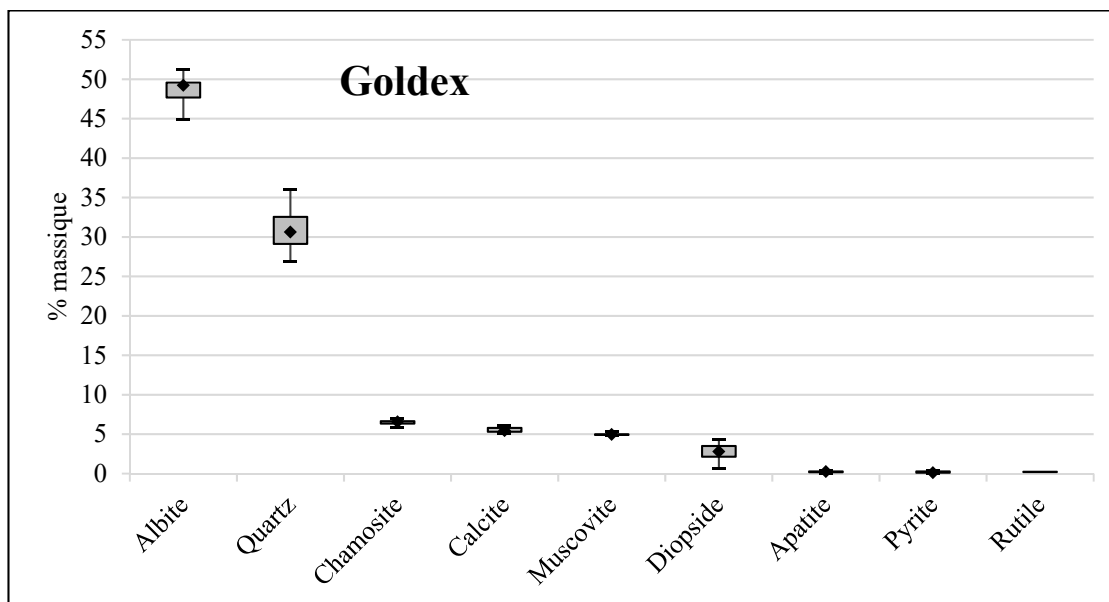
Doyon	Quartz %	Muscovite %	Albite %	Pyrite %	Chamosite %	Calcite %	Diopside %	Apatite %	Rutile %
CO1	57,44	15,80	9,07	7,43	5,87	2,94	0,57	0,57	0,31
	55,08	15,90	9,75	8,37	6,53	2,63	0,87	0,55	0,31
CO2	59,91	14,78	8,94	6,83	5,79	3,07	0,00	0,45	0,23
	57,05	16,11	9,95	7,64	5,34	2,81	0,39	0,50	0,21
CO3	54,38	16,51	10,12	8,39	5,78	2,55	1,51	0,53	0,23
	55,61	15,39	9,48	8,65	6,62	2,28	1,18	0,54	0,25
CO4	53,87	16,51	10,14	8,53	5,73	2,76	1,68	0,50	0,27
	56,68	15,70	9,54	8,98	5,01	2,70	0,59	0,55	0,26
CO5	49,26	18,45	10,94	6,72	8,10	2,77	2,75	0,55	0,47
	50,07	18,86	10,64	7,62	6,66	2,76	2,30	0,54	0,55
CO6	50,04	17,64	11,25	7,90	7,93	3,37	0,88	0,52	0,47
	50,59	17,13	10,31	9,18	7,16	2,30	2,12	0,66	0,55
CO7	49,83	17,74	10,41	8,32	8,04	3,23	1,43	0,53	0,47
	51,04	17,02	10,30	8,91	7,95	2,96	0,74	0,65	0,43
CO8	49,35	17,74	10,87	8,80	7,49	2,40	2,55	0,39	0,43
	50,08	18,25	10,98	7,55	6,74	2,35	2,87	0,76	0,43
CO9	51,40	17,94	10,52	8,09	7,48	3,70	0,00	0,47	0,40
	52,40	17,13	10,39	8,30	7,30	3,60	0,00	0,46	0,44
CO10	53,16	16,92	10,33	8,48	6,67	3,46	0,00	0,51	0,46
	51,32	17,53	10,94	8,39	7,44	3,47	0,00	0,47	0,44



D.2 Composition minéralogique des résidus désulfurés Westwood

D.2 Composition minéralogique des résidus désulfurés Westwood (suite)

Westwood	Quartz %	Muscovite %	Albite %	Chamosite %	Diopside %	Calcite %	Rutile %	Apatite %	Pyrite %
CO1	52,34	19,57	9,80	9,77	4,71	2,92	0,41	0,16	0,15
	53,69	19,06	9,54	9,28	2,93	3,29	0,55	0,52	0,53
CO2	55,92	18,35	9,19	9,21	2,16	3,63	0,50	0,38	0,22
	54,09	18,45	9,64	9,44	2,96	3,28	0,54	0,60	0,31
CO4	52,89	18,55	9,80	9,77	4,50	2,59	0,57	0,58	0,12
	53,83	18,14	9,80	9,38	3,81	2,87	0,51	0,52	0,54
CO5	49,84	20,18	10,58	10,48	3,82	3,40	0,21	0,62	0,16
	49,94	20,59	10,54	10,34	4,07	3,58	0,26	0,17	0,33
CO7	49,44	20,18	10,58	10,59	3,79	3,42	0,72	0,57	0,07
	47,63	21,10	10,54	10,23	4,18	3,51	0,69	0,53	0,98
CO11	50,07	19,88	10,81	9,57	5,10	2,52	0,75	0,52	0,19
	51,87	19,27	10,46	9,33	4,77	2,62	0,70	0,39	0,16



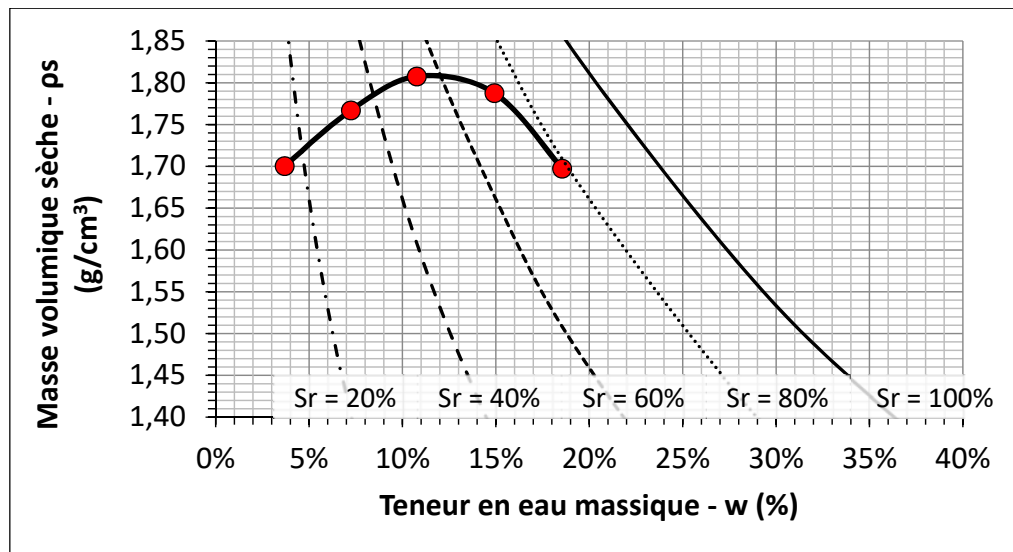
D.3 Composition minéralogique des résidus désulfurés Goldex

D.3 Composition minéralogique des résidus désulfurés Goldex (suite)

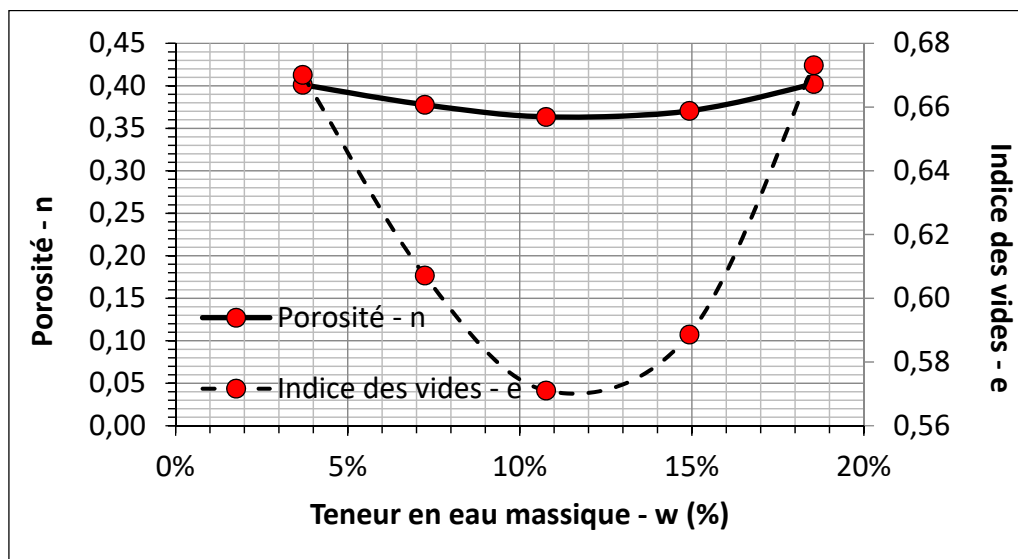
Goldex	Albite %	Quartz %	Chamosite %	Calcite %	Muscovite %	Diopside %	Apatite %	Pyrite %	Rutile %
CO3	51,2	26,93	7	5,33	4,95	4,32	0	0,12	0,14
	49,4	29,44	6,42	5,12	4,92	4,05	0,19	0,24	0,22
CO6	49,4	31,75	6,57	6,07	4,84	0,64	0,43	0,09	0,21
	49,04	30,29	6,56	6,08	5,11	2	0,28	0,38	0,26
CO8	48,31	30,97	6,66	5,26	4,83	3,31	0,28	0,12	0,24
	50,12	28,14	6,64	5,7	5,31	3,33	0,14	0,37	0,25
CO12	45,78	34,97	6,06	5,41	4,95	2,26	0,27	0,05	0,23
	44,94	36,03	5,81	5,5	4,95	2,2	0,26	0,11	0,20

ANNEXE E

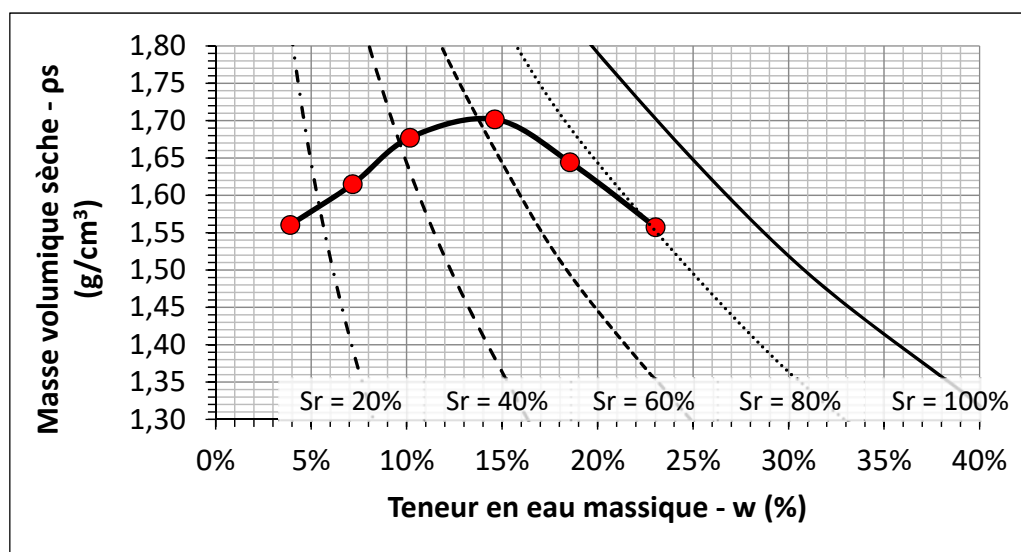
ESSAIS PROCTOR



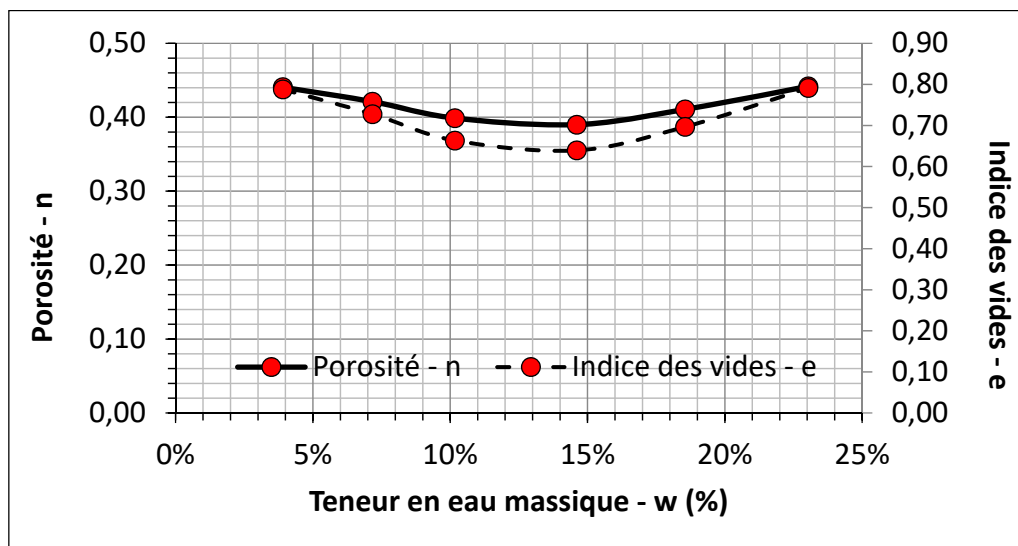
E.1 Essais Proctor sur les résidus sulfureux Doyon



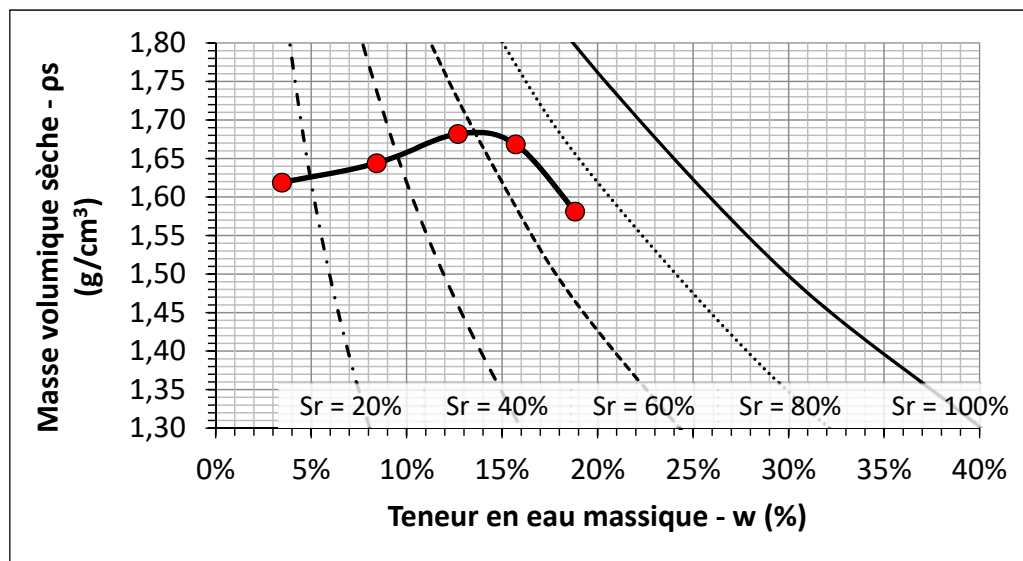
E.1 Essais Proctor sur les résidus sulfureux Doyon (suite)



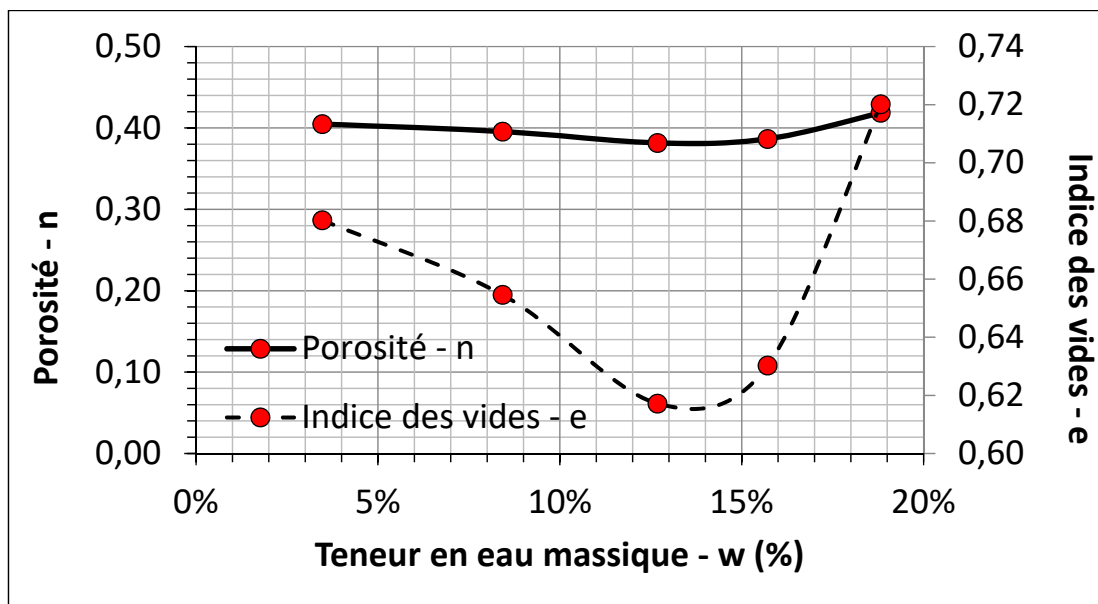
E.2 Essais Proctor sur les résidus désulfurés Westwood



E.2 Essais Proctor sur les résidus désulfurés Westwood (suite)



E.3 Essais Proctor sur les résidus désulfurés Goldex



E.3 Essais Proctor sur les résidus désulfurés Goldex (suite)

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Aachib, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2002). Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference (p. 20-23). Niagara Falls, ON, Canada.
- Aachib, M., Mbonimpa, M. et Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water Air and Soil Pollution*, 156(1-4), 163-193.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. et Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements*. (Vol. 56). Rome, Italie, 300 p.
- Amos, R.T., Blowes, D.W., Smith, L. et Sego, D.C. (2009). Measurement of wind-induced pressure gradients in a waste rock pile. *Vadose Zone Journal*, 8(4), 953-962.
- Angstrom, A. (1924). Solar and terrestrial radiation. *Quarterly Journal of the Royal Meterological Society* 50(210), 121-126.
- ASTM. (2004). *ASTM E11-04, Standard Specification for Wire Cloth and Sieves for Testing Purposes ASTM International*. West Conshohocken, PA, États-Unis.

- Aubé, B. et Zinck, J. (2003). Lime treatment of acid mine drainage in Canada. Seminar on mine rehabilitation. Florianópolis, Brésil.
- Aubertin, M., M. Aachib, M. Monzon, A.-M. Joanes, B. Bussière et R. P. Chapuis (1999a). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Rapport NEDEM 2.22.2b. Montréal, QC, Canada. 110 p.
- Aubertin, M., Aachib, M. et Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18, 215-233.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des déchets miniers [Manuel sur Cédérom]* Polytechnique, P. I. (Ed.).
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P. et Bernier, L. (1999). *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II : Essais en place*. Rapport MEND 2.22.2c. Montréal, QC, Canada..
- Aubertin, M. et Chapuis, R.P. (1991). Considération hydrogéotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage (p. 1-22). Montréal, QC, Canada.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussiere, B., Ricard, J.-F. et Tremblay, L. (1995). Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND 2.22.2a. Montréal, Qc, Canada, 331 p.

- Aubertin, M., Dionne, J. et Marcoux, L. (1997). Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. 4^{ème} International Conference on Acid Rock Drainage (p. 1849-1866). Vancouver, BC, Canada
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R.P., Chouteau, M. et Wilson, W.G. (2005). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles*. Montréal, QC, Canada, 40 p.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. et Chapuis, R.P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1125.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et Chapuis, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve: application to tailings for hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35, 55-70.
- Barbour, S.L., Wilson, W.G. et St-Arnaud, L.C. (1993). Evaluation of the saturated–unsaturated groundwater conditions of a thickened tailings deposit. *Canadian Geotechnical Journal*, 30(6), 935-946.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, E. et Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: application to mine Doyon, QC, Canada. *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J. et Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 50(1), 57-74.

- Black, L., Macquay, M. et Bonin, M.P. (1996). Laser-Based Techniques for Particle-Size Measurement: A Review of Sizing Methods and Their Industrial Applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(3), 267-306.
- Blier, A., Demers, I., Gagnon, M. et Bois, G. (2012). Eliminating acid rock drainage at Mine Doyon - sustained operation allow for new possibilities. 9^{ème} International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Canada.
- Blight, G. (2010). *Geotechnical engineering for mine waste storage facilities*. Leiden, The Netherlands, 652 p.
- Blowes, D.W., Reardon, E.J., Jambor, J.L. et Cherry, J.A. (1990). The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(4), 965-978.
- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M. et Bussiere, B. (2004). A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors (p. 361-380). Ottawa, ON, Canada.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A. et Benzaazoua, M. (2013). Assessment of Phosphate Limestone Wastes as a Component of a Store-and-Release Cover in a Semiarid Climate. *Mine Water and the Environment*, 32(2), 152-167.
- Bossé, B., Bussiere, B., Maqsoud, A. et Benzaazoua, M. (2016). Hydrogeological behavior of a store-and-release cover: a comparison between field column tests and numerical predictions with or without hysteresis effects. *Mine Water and the Environment*, 35(2), 221-234.

- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. et Gagnon, P. (2017). Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut. Geo-Ottawa. Ottawa, ON, Canada.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B. et Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets, sciences et techniques*, 66, 14-31.
- Bouzahzah, H., Califice, A., Benzaazoua, M., Mermillod-Blondin, R. et Pirard, E. (2008). Modal analysis of mineral blends using optical image analysis versus X-ray diffraction. 9ème international congress for applied mineralogy. Brisbane, Australia.
- Broadhurst, J., Stander, H.-M., Filho, J.A. et Harrison, S. (2018). From liability to opportunity: developing resource-efficient approaches for the management of sulfidic mine waste. Symposium. Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Brooks, R.H. et Corey, A.T. (1964). *Hydraulic properties of porous media*. Fort Collins, CO, États-unis, 27 p.
- Brundtland, G.H. (1987). *Notre avenir à tous*. Commission mondiale sur l'environnement et le développement - Organisation des nations unies, 349 p.
- Burba, G. (2013). *Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural, and regulatory applications*. Lincoln, NE, États-Unis.

- Burdline, N.T. (1953). Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Journal of Petroleum Technology*, 5(3), 71-78.
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.
- Bussiere, B., Aubertin, M. et Chapuis, R.P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. et Chapuis, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622.
- Bussiere, B. et Hayley, D.W. (2010). Effect of climate change on mine waste disposal in the Arctic. *Geo-Strata*, 14(5), 42-46.
- Bussière, B., Lelievre, J., Ouellet, J. et Bois, D. (1995). On the use of low sulphur tailings as cover to prevent AMD: Technico-economical analysis of two cases study. Mining and the Environment, Conference Proceedings, 1-3 (p. 59-68). Hull, QC, Canada
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J. et McMullen, J. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin*, 99(1096), 20-31.

- Chapuis, R.P. et Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny–Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628.
- Choi, H.-J. (2015). Biosorption of heavy metals from acid mine drainage by modified sericite and microalgae hybrid system. *water, air, & soil pollution*, 226(185).
- Chopard, A. (2017). *Évaluation environnementale de minerais sulfurés polymétalliques basée sur une approche minéralogique pluridisciplinaire*. UQAT, Rouyn-Noranda, QC, Canada. Ph.D.
- Côté, J. (1997). *Conductivité hydraulique de matériaux de fondations de chaussées partiellement saturés*. Université Laval, Québec. Maîtrise.
- Coulombe, V., Bussiere, B., Côté, J. et Garneau, P. (2012). Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environments. Cold regions engineering. Quebec city, Canada.
- Cravotta III, C.A. (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: Geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*, 23, 203-226.
- Dagenais, A.M. (2005). *Technique de contrôle du drainage minier acide basées sur les effet de barrière capillaire*. Thèse de doctorat, École polytechnique de Montréal, 394 p.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., et Bussière, B. (2006) Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water

table. 7ème International Conference on Acid Rock Drainage (p. 405-420).
St-Louis, Missouri, États-Unis.

Darcy, H. (1856). *Détermination des lois d'écoulement de l'eau à travers le sable*.
Paris, France, 5 p.

Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de rejets miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide*.
Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 194 p.

Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116.

Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. et Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Mineral Engineering*, 21(4), 317-329.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M. et Mbonimpa, M. (2009a). Preliminary optimization of a single-layer cover made of desulphurized tailings: application

to the Doyon Mine tailings impoundment. *Society for mining, metallurgy, and exploration inc.*, 326, 21-33.

Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M. et Benzaazoua, M. (2009b). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46, 454-470.

Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M. et Benzaazoua, M. (2009c). Évaluation de l'application de la gestion intégrée des résidus à la mine Doyon. *Revue francophone d'écologie industrielle*, 54(2), 31-40.

Demers, I., Huo-Kang, J. et Mbonimpa, M. (2017). Variability of material properties used for covers to prevent acid mine drainage. Geo-Ottawa. Ottawa, ON, Canada

Djaman, K., Blade, A.B., Sow, A., Muller, B., Irmak, S., N'Diaye, M.K., Manneh, B., Moukoumbi, Y.D., Futakuchi, K. et Saito, K. (2015). Evaluation of sixteen reference evapotranspiration methods under sahelian conditions in the Senegal River Valley. *Journal of Hydrogeology: Regional Studies*, 3, 139-159.

Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G.W. et Aubertin, M. (2013). Evaluation of single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50, 16.

Edahbi, M., Plante, B., Benzaazoua, M., Kormos, L. et Pelletier, M. (2018). Rare earth elements (La, Ce, Pr, Nd, and Sm) from a carbonatite deposit: mineralogical characterization and geochemical behavior. *Minerals*, 8(55).

- Elberling, B. (2001). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resources Research*, 37(1), 99-107.
- Elberling, B. et Nicholson, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), 1773–1784.
- Elberling, B., Nicholson, R.V. et David, D.J. (1993). Field-evaluation of sulfide oxidation rates. *Nordic Hydrology*, 24(5), 323-338.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J. et Tibble, P. (1994). Evaluation of sulfide oxidation rates - A laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation-product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 375-383.
- Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné*. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 414 p.
- Ethier, M.-P., Bussiere, B., Broda, S. et Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201-1219.
- FAO - Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration (*Guidelines for computing crop water requirements*) - *FAO Irrigation and drainage*, 56, 14 p.
- Fredlund, D.G. et Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soil*. New York, NY, États-Unis, 544 p.

- Fredlund, D.G. et Xing, A. (2004). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532.
- Fredlund, D.G., Xing, A. et Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533-546.
- Freeze, R.A. et Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Englewood cliffs, NJ, États-Unis.
- Geoslope. (2017). *Heat and mass transfer modeling with GeoStudio*. (2^{nde} éd.). www.geoslope.com/learning/support-resources#dnn_BooksHeaderPane [consulté le 21/11/2019], 83 p.
- Guittonny-Larchevêque, M., Dallaire, A. et Lortie, S. (2016). Fast-growing willow development on acid mining wastes for rapid greening purposes. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(5), 708–718.
- Guittonny-Larchevêque, M. et Lortie, S. (2017). Above- and Belowground Development of a Fast-Growing Willow Planted in Acid-Generating Mine Technosol. *Journal of Environmental Quality*, 46, 1462–1471.
- Hargreaves, G.H. et Allen, R.G. (2003). History and evaluation of hargreaves evapotranspiration equation. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 129(1), 53-63.
- Hargreaves, G.H. et Samani, Z.A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1, 96-99.

- Hedin, R.S. et Watzla, G.R. (1994). The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry. International conference on the abatement of acidic drainage. Pittsburg, PA, États-Unis.
- Hsan, Y.G. (2002). Approach to the study of durability of reinforcement fibers and yarns in geosynthetic clay liners. *Geotextiles and geomembranes*, 20, 63-76.
- INAP. (2009). *The global acid rock drainage guide (GARD guide)*. <http://www.gardguide.com> [consulté le 21/11/2019], 424 p.
- Jébrak, M. et Marcoux, E. (2008). *Géologie des ressources minérales*. : Ministère des ressources naturelles et de la faune.
- Kepler, D.A. et McCleary, E.C. (1994). Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acid mine drainage. International conference on the abatement of acidic drainage. Pittsburgh, PA, États-Unis.
- Kim, W. et Daniel, D.E. (1992). Effects of Freezing on Hydraulic Conductivity of Compacted Clay. *Journal of Geotechnical Engineering*, 118(7), 1083–1097.
- Kondo, J., Saigusa, N. et Sato, T. (1990). A parametrization of evaporation from bare soils surfaces. *Journal of applied meteorology*, 29, 385-389.
- Lahmira, B., Lefebvre, R. et Hockley, D. (2015). Numerical modelling of transfer processes in a waste rock pile undergoing the temporal evolution of its heterogeneous material properties. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 29(6), 499-520.

- Lamontagne, A., Fortin, S., Poulin, R., Tassé, N. et Lefebvre, R. (2000). Layered co-mingling for the construction of waste rock piles as a method to mitigate acid mine drainage – laboratory investigations. 5ème International Conference on Acid Rock Drainage. Littleton, CO, États-Unis.
- Larochelle, C.G., Bussière, B. et Pabst, T. (2019). Acid-generating waste rocks as capillary break layers in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water, Air, Soil, Pollution*, 230(57).
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. et Gélinas, P. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, 137-164.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. et Lamontagne, A. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 2. Applications of numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, 165-186.
- Lieber, E., Demers, I. et Pabst, T. (2018). Effect of climate change on the performance of a monolayer cover combined with an elevated water table to prevent acid mine drainage. Geo-Edmonton. Edmonton, AB, Canada.
- Lottermoser, B.G. (2007). *Mine wastes: Characterization, Treatment and Environmental impact* (2nd édition). Cairns, Queensland, Australia.
- Lu, N. et Likos, W. (2004). *Unsaturated soil mechanics*. Hoboken, NJ, États-Unis, 584 p.

- MAC. (2017). *Management of tailings facilities* (3^{ème} édition). www.mining.ca/resources/guides-manuals [consulté le 21/11/2019], 75 p.
- MacKay, P., Yanful, E.K., Rowe, R.K. et Badv, K. (1998). A new apparatus for measuring oxygen diffusion and water retention in soils. *Geotechnical Testing Journal*, 21(4), 289-296.
- Maqsoud, A., Bussiere, B., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and geological engineering*, 30(5), 1147–1159.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. Fourth International Conference on Unsaturated Soils (p. 2465-2476). Carefree, AZ, États-Unis.
- Martin, V., McMullen, J. et Aubertin, M. (2005). Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur. 2nd International Symposium on Mining and the Environment, (p. 56-71). Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Mayer, K.U., Frind, E.O. et Blowes, D.W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 13-24.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. et Bussiere, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. et Bussière, B. (2002). *Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials*. (Rapport EPM-RT-03-04). Montréal, QC, Canada, 55 p.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M. et Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878-890.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P. et Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(1), 235-259.
- McLaughlin, J. et Stuparyk, R.A. (1994). Evaluation of low sulphur rock tailings production at Inco's Clarabelle mill. Conference on Innovation in Mineral Processing (p. 129–146). Sudbury, ON, Canada.
- MEND. (1994a). *Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings*. (Rapport 2.20.1). Ottawa, ON, Canada, 87 p.
- MEND. (1994b). *Heat transfer during acid mine drainage production in a waste rock dump, la mine Doyon (Québec)*. (Rapport 1.14.2c). Québec, QC, Canada, 48 p.
- MEND. (1994c). *Sampling and monitoring data from the mine Doyon south waste rock dump (1990 to 1995)*. (Rapport 1.14.2b). Québec, QC, Canada, 57 p.
- MEND. (1994d). *Water budget for the waste rock dump at la mine Doyon, Québec*. (Rapport 1.14.2d). Québec, QC, Canada, 45 p.

- MEND. (1996a). *Determination of neutralization potential for acid rock drainage prediction*. (Rapport 1.16.3). Vancouver, B.C., Canada, 38 p.
- MEND. (1996b). *Metals removal from acid drainage - chemical methods*. (Rapport 3.21.2a). Pointe-claire, QC, Canada, 77 p.
- MEND. (1996c). *Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings*. (Rapport 1.17.1). Ottawa, ON, Canada, 128 p.
- MEND. (1997). *Review of water cover sites and research projects*. (Rapport 2.18.1). London, ON, Canada, 123 p.
- MEND. (1999). *Review of passive systems for treatment of acid mine drainage*. (Rapport 3.14.1). Toronto, ON, Canada, 75 p.
- Mercier-Langevin, P., Wright-Holfeld, A., Dubé, B., Bernier, C., Houle, N., Savoie, A. et Simard, P. (2009). *Stratigraphic setting of the Westwood-Warrenmac ore zones, Westwood project, Doyon-Bousquet-Laronde mining camp, Abitibi, Quebec*. Ottawa, ON, Canada, 20 p.
- Merkus, H.G. (2009). *Particle size measurements: fundamentals, practice, quality*. (Vol. 17), 494 p.
- Miller, S.D., Jeffery, J.J. et Wong, J.W.C. (1991). Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction. Conference on the abatement of acidic drainage (p. 489-506). Montreal, QC, Canada.

- Monteith, J.L. (1965). Evaporation and Environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, 205–224.
- Morel-Seytoux, H.J. (1992). One-dimensional analysis of the capillary barrier effect for sharply contrasted layers. *Hydrologie Continentale*, 7(2), 117-128.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Neculita, C.-M., Zagury, G.J. et Bussiere, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. et Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. [Article]. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8.
- Or, D. et Wraith, J.M. (1999). Temperature effects on soil bulk dielectric permittivity measured by time domain reflectometry: a physical mode. *Water Resources Research*, 35(2), 371-383.
- Orava, D.A., Trembley, G.A., Tibble, P.A. et Nicholson, R.V. (1997). Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. 4ème International Conference on Acid Rock Drainage (p. 971-983). Vancouver, BC, Canada.
- Ouangrawa, M. (2007). *Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux*

partiellement saturés. Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique de Montréal, 418p.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B. et Zagury, G.J. (2010). Preventing Acid Mine Drainage with an Elevated Water Table: Long-Term Column Experiments and Parameter Analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), 437-458.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Zagury, G.J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G.J. et Bussiere, B. (2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study. 7ème International Conference on Acid Rock Drainage (p. 1473-1482). St. Louis, MO, États-Unis.

Ouranos. (2015). *Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec, partie 1: Évolution climatique du Québec*. www.ouranos.ca/synthese-2015 [consulté le 21/11/2019], 80 p.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussiere, B. et Molson, J. (2011). Column tests to assess water flow and oxygen transport in a monolayer placed on acid generating tailings. Mine Closure Conference (p. 313-322). Louise Lake, Alberta, Canada.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussiere, B. et Molson, J. (2014). Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(2).

- Penman, H.L. (1948). Natural evapotranspiration from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London, series A*, 193, 120-145.
- Plante, B., Benzaazoua, M. et Bussiere, B. (2011). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine Water Environment*, 30, 22-37.
- Priestley, C.H.B. et Taylor, R.J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100, 81-92.
- Refsgaard, J.C., Christensen, T.H. et Ammentorp, H.C. (1991). A model for oxygen-transport and consumption in the unsaturated zone. *Journal of Hydrology*, 129(1-4), 349-369.
- Reible, D.D. et Shair, F.H. (1982). A technique for the measurement of gaseous diffusion in porous media. *Journal of Soil Science*, 33(2), 165-174.
- Rey, N., Demers, I., Bussiere, B. et Mbonimpa, M. (2016). Field experiments to test the elevated water table concept combined with a desulfurized tailings cover layer. Geo-Chicago. Chicago, IL, États-Unis.
- Rey, N., Demers, I., Bussiere, B. et Mbonimpa, M. (2019). Laboratory and field study of low-sulfide tailings covers with elevated water table to prevent acid mine drainage. *Canadian Geotechnical Journal*. (soumis le 18/12/2018).
- Rey, N., Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M. et Lortie, S. (2017). Laboratory and field study of oxygen flux and hydrogeological behaviour of monolayer covers

made of low-sulfide tailings combined with an elevated water table placed over acid-generating mine tailings. Geo-Ottawa. Ottawa, ON, Canada.

Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics I*, 318-333.

Rowe, R.K. et Sangam, H.P. (2002). Durability of HDPE geomembranes. *Geotextiles and Geomembranes*, 20, 77-95.

Salemi, N., Abtahi, S.M., Rowshanzamir, M. et Hejazi, S.M. (2018). Geosynthetic clay liners: effect of structural properties and additives on hydraulic performance and durability. *Environmental Earth Sciences*, 77(168).

Samad, M.A. et Yanful, E.K. (2005). A design approach for selecting the optimum water cover depth for subaqueous disposal of sulfide mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(1), 207-228.

Schaap, M. et van Genuchten, M.T. (2005). A modified Mualem–van Genuchten formulation for improved description of the hydraulic conductivity near saturation. *Vadose Zone Journal*, 5, 27-34.

Shackelford, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal - A review. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7(3), 177-217.

Shackelford, C.D. et Daniel, D.E. (1991). Diffusion in saturated soil .1. Background. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 117(3), 467-484.

Sheoram, A.S. et Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals engineering*, 19(2), 105-116.

- Shields, D.H. (1975). Innovation in tailings disposal. *Canadian Geotechnical Journal*, 12(3), 320-325.
- Skrzypek, G., Mydlowski, A., Dogramaci, S., Hedley, P., Gibson, J.J. et Grierson, P.F. (2015). Estimation of evaporative loss based on the stable isotope composition of water using Hydrocalculator. *Journal of Hydrology*, 523, 781-789.
- Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R. et Nicholson, R.V. (2004). Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Que'bec, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, 69, 45-71.
- Sracek, O., Gélinas, P., Lefebvre, R. et Nicholson, R.V. (2006). Comparison of methods for the estimation of pyrite oxidation rate in a waste rock pile at Mine Doyon site, Quebec, Canada. *Journal of Geochemical Exploration*, 91, 99-109.
- SRK - Steffen, Robertson, and Kirsten. (1989). *Draft acid rock drainage technical guide*. (Vol. 1). Vancouver, BC, Canada, 274 p.
- St-Arnaud, L.C. et Yanful, E.K. (1992). Covers for the long-term decommissioning of sulphidic mine tailings disposal areas. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*.
- Stuparyk, R.A., Kipkie, W.B., Kerr, A.N. et Blowes, D.W. (1995). Production and evaluation of low sulphur tailings at INCO's Clarabelle Mill. Conference on mining and the environment (p. 159-169). Sudbury, ON, Canada.

- van Genuchten, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Vick, S.G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Vancouver, BC, Canada.
- Vivek, U., Chen, B.-J., Tabak, H.H., Bishop, D.F. et Govind, R. (2000). Treatment of acid mine drainage: I. Equilibrium biosorption of zinc and copper on non-viable activated sludge. *International biodeterioration & biodegradation*, 46(1), 19-28.
- WBCSD, I. (2002). *Mining, minerals, and Sustainable Development project*. (Breaking New Ground). London, United Kingdom, 441 p.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G. et Barbour, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 151-161.
- Wilson, W.G., Fredlund, D.G. et Barbour, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34, 145-155.
- Yanful, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(8).
- Yanful, E.K. et Catalan, L.J. (2002). Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. *Journal of Environmental Engineering*, 128, 341-351.

- Yanful, E.K., Simms, P.H. et Payant, S.C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, & Soil Pollution*, 114, 347–375.
- Yates, S.R., van Genuchten, M.T., Leij, F.J. et Warrick, A.W. (1992). Analysis of measured, predicted, and estimated hydraulic conductivity using the RETC computer program. *Soil Science Society of America Journal*, 56(2), 347-354.
- Yaya, C., Belem, T. et LiZhen, C. (2017). Numerical analysis and geophysical monitoring for stability assessment of the Northwest tailings dam at Westwood Mine. *International Journal of Mining Science and Technology*, 27, 701–710.
- Young, R.A. (1995). *The Rietveld Method*. Oxford, United Kingdom, 308 p.
- Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J.G., Brant, D.L., Sterner, P.L. et Lovett, R.J. (1997). Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quality*, 26(4), 1017-1024.
- Zipper, C., Skousen, J. et Jage, C. (2011). *Passive treatment of acid mine drainage. Virginia Cooperative Extension*, 460–133, 14 p.